



Rapport 711701078|2008

A.J. Verschoor | E. Brand

Afspoeling van bouwmetalen

Risicobeoordeling van emissies van koper, lood en zink

RIVM Rapport 711701078/2008

Afspoeling van bouwmetalen

Risicobeoordeling van emissies van koper, lood en zink

A.J. Verschoor, E. Brand

Contact:

Anja Verschoor

Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling

anja.verschoor@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van VROM/DP, in het kader van de projecten Diffuse bronnen en Risico's in relatie tot Bodemkwaliteit

© RIVM 2008

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

Rapport in het kort

Afspoeling van bouwmetalen

Risicobeoordeling van de emissies van koper, lood en zink

Het RIVM heeft de milieurisico's van emissies van bouwmetalen berekend en normen opgesteld voor toelaatbare toepassingen. Zink, koper en lood lossen op in regenwater dat langs bouwmaterialen loopt waarin deze metalen zijn verwerkt (afspoelen). Voorbeelden zijn dakgoten, vangrails en waterleidingen. Hierdoor wordt het milieu voortdurend belast. De milieurisico's hangen sterk af van de omstandigheden: de hoeveelheid water die langs de bouwmaterialen stroomt en de manier waarop dat water wordt afgevoerd, hebben grote invloed op de hoeveelheid metalen die in het milieu terechtkomen. De grootste risico's zijn situaties met zogeheten afgekoppelde hemelwatersystemen, waarin regenwater met de metalen direct in de bodem infiltreert.

Voor reguliere toepassingen, zoals zinken dakgoten, zinken vangrails, loodslabben en koperen waterleidingen, heeft het RIVM indicaties van maximaal toelaatbare emissies voorgesteld. Deze vorm van normstelling is via maatregelen te realiseren. Voor toepassingen die minder vaak voorkomen, zoals koper en zink in gevels en daken, is een algemene normstelling minder effectief. Hierbij is het belangrijk de afspoeling te beperken door de toepassing af te stemmen op de lokale omstandigheden, zoals de hoeveelheid bouwmetaal en de manier waarop de afwatering is georganiseerd.

Trefwoorden:

afspoeling, bouwmetalen, koper, lood, zink, bodem, oppervlaktewater, grondwater

Abstract

Run-off water from metal construction materials

A risk assessment of copper, lead and zinc emissions

The RIVM has evaluated the environmental impact of the emissions from construction metals. Based on this risk assessment, indicative emission limit values for construction metals and values for the maximum permissible surface area of construction metals have been proposed. Rainwater running off a variety of construction materials in which zinc, copper and lead are processed, such as roof gutter, crash barriers and drinking-water pipes, contain dissolved quantities of these elements. The result is a long-lasting enrichment of the environment with copper, lead and zinc. The environmental risks strongly depend on the circumstances; for example, the amount of run-off water and the type of drainage have a large effect on the exposure of the environment. The highest risks are associated with the so-called disconnected drainage systems, which allow the direct infiltration (discharge) of metals into the soil.

The RIVM has computed indicative emission limit values for standard construction applications, such as zinc gutters, zinc crash barriers, lead flashing and copper drinking water pipes. This form of quality standards can be realized by implementing regulations and measures. Generic limit values are less suitable for construction applications which are less general, such as copper and zinc in roofs and wall fronts. In these cases, it is important that the environmental exposure be reduced by tailoring the application to local conditions, such as by taking into account the amount of building materials and the drainage method.

Key words:

run-off, leaching, soil, groundwater, surface water, copper, lead, zinc

Voorwoord

Gedurende de uitvoering van dit project is de bouwmetalenbranche, vertegenwoordigd door de Stichting Duurzaam Bouwmetaal (DBM) geïnformeerd en in de gelegenheid gesteld commentaar en gegevens te leveren. Dit heeft op diverse punten geleid tot aanpassing van de onderzoeks aanpak.

Voorts worden dr. ir. J.J. Dijkstra van ECN en ing. P.H.M. Vermij van RWS Waterdienst (voorheen RIZA) bedankt voor hun bijdrage aan de totstandkoming van dit rapport. Joris Dijkstra heeft geadviseerd over de geochemische modelberekeningen en de interpretatie ervan. Peter Vermij heeft een rol gespeeld bij het verzamelen van relevante informatie met betrekking tot emissies van bouwmetalen naar het oppervlaktewater en dimensioneringen van wadi's, en RWZI's. De berekeningen en interpretatie met de emissie-immissietoets zijn door RWS Waterdienst getoetst.

Inhoud

LEESWIJZER	10
SAMENVATTING	11
1 INLEIDING	15
1.1 RELEVANTE WETGEVING	15
1.2 KOPER, LOOD EN ZINK IN HET MILIEU	16
1.3 BEOORDELING VAN DE BIOBESCHIKBAARHEID	20
1.4 PROBLEEMSTELLING	20
1.5 ONDERZOEKSOPZET	21
2 RISICOGRENZEN EN BIOBESCHIKBAARHEID	23
2.1 TOETSCRITERIA	23
2.2 EMISSIE-IMMISSIETOETS	25
2.3 BEOORDELING VAN BIOBESCHIKBAARHEID	27
2.3.1 <i>Biobeschikbaarheid van zware metalen in water</i>	29
2.3.2 <i>Biobeschikbaarheid van zware metalen in de bodem</i>	31
2.3.3 <i>Implementatie biobeschikbaarheid in Europese risicobedoordelingen</i>	31
2.4 BIOBESCHIKBAARHEID VAN ZINK	32
2.4.1 <i>Aquatisch</i>	32
2.4.2 <i>Terrestrisch</i>	33
2.5 BIOBESCHIKBAARHEID VAN KOPER	34
2.5.1 <i>Aquatisch</i>	34
2.5.2 <i>Terrestrisch</i>	35
2.6 BIOBESCHIKBAARHEID VAN LOOD	36
2.6.1 <i>Aquatisch</i>	36
2.6.2 <i>Terrestrisch</i>	36
3 BESCHRIJVING SCENARIO'S EN REKENMODELLEN	39
3.1 RELEVANTE TOEPASSINGEN	39
3.1.1 <i>Zink</i>	39
3.1.2 <i>Koper</i>	40
3.1.3 <i>Lood</i>	40
3.2 KORT OVERZICHT VAN DE SCENARIO'S	41
3.3 ALGEMENE SCENARIOKENMERKEN	43
3.3.1 <i>Woningdichtheid</i>	43
3.3.2 <i>Oppervlak bouwmetalen in woningen</i>	44
3.3.3 <i>Hoeveelheid neerslag en verdamping</i>	45
3.3.4 <i>Kwaliteit van regenwater</i>	46
3.3.5 <i>Kwaliteit leidingwater</i>	47
3.3.6 <i>Afspoelsnelheden Zn, Cu en Pb</i>	48
3.4 SCENARIO'S VOOR OPPERVLAKTEWATERBELASTING	49
3.4.1 <i>Conceptuele omschrijving rioleringsstelsels</i>	49
3.4.2 <i>Dimensionering RWZI's</i>	52
3.4.3 <i>Gebiedseigen water</i>	53
3.4.4 <i>Directe lozing van woningen op oppervlaktewater</i>	53
3.5 SCENARIO'S VOOR BODEM EN GRONDWATERBELASTING	54
3.5.1 <i>Standaardscenario</i>	54

3.5.2	<i>Afkoppelen van hemelwaterafvoer</i>	55
3.5.3	<i>Wadi's</i>	56
3.5.4	<i>Infiltratiekratten</i>	58
3.5.5	<i>Vrije infiltratie in tuinen</i>	59
3.5.6	<i>Vangrails</i>	59
3.6	RUN-OFFCONCENTRATIES VAN DE SCENARIO'S	60
3.7	VERSPREIDINGSMODEL VOOR OPPERVLAKTEWATER	61
3.8	VERSPREIDINGSMODEL VOOR BODEM EN GRONDWATER	62
3.8.1	<i>Bodemchemie</i>	62
3.8.2	<i>Watertransport</i>	63
3.8.3	<i>Bronterm</i>	64
3.8.4	<i>Gevoeligheid en onzekerheidsanalyse</i>	65
4	BEREKENDE CONCENTRATIES IN HET MILIEU	67
4.1	CONCENTRATIES IN OPPERVLAKTEWATER.....	67
4.1.1	<i>Gebiedseigen water in een woonwijk</i>	67
4.1.2	<i>Lozingen op stromend oppervlaktewater</i>	68
4.2	CONCENTRATIES IN BODEM EN GRONDWATER.....	69
4.2.1	<i>Standaardscenario</i>	69
4.2.2	<i>Wadi's</i>	70
4.2.3	<i>Afkoppeling en infiltratie via infiltratiekoffer</i>	71
4.2.4	<i>Afwateren en infiltratie in tuinen</i>	72
4.2.5	<i>Vangrails</i>	74
4.3	ONZEKERHEDEN VAN DE BODEM- EN GRONDWATERBEREKENINGEN	75
4.3.1	<i>Invloed van opgeloste organische stof</i>	75
4.3.2	<i>Invloed van pH, totaal gehalte organische stof en de bronterm</i>	77
5	RISICOBEOORDELING	79
5.1	OPPERVLAKTEWATER.....	79
5.1.1	<i>Toetsing</i>	79
5.1.2	<i>Gebiedseigen water van een woonwijk</i>	79
5.1.3	<i>Verdunding van afvoer hemelwater in stromend oppervlaktewater</i>	80
5.2	BODEM EN GRONDWATER.....	84
5.2.1	<i>Maximale risico's van de scenario's</i>	84
5.2.2	<i>Onzekerheden in de risicobeoordeling</i>	86
6	EMISSIONREDUCERENDE MAATREGELEN.....	89
6.1	INLEIDING.....	89
6.2	EMISSION-EISEN	89
6.3	REGULERING HOEVEELHEID TOEGEPAST MATERIAAL	90
7	CONCLUSIES.....	93
7.1	ALGEMEEN	93
7.2	TOEPASSINGEN VAN KOPER	94
7.3	TOEPASSING VAN LOODSLABBEN	95
7.4	TOEPASSINGEN VAN ZINK	96
7.5	AANBEVELINGEN.....	97
	LITERATUUR	99

BIJLAGE 1 OVERZICHT MAXIMALE WAARDEN.....	105
BIJLAGE 2 BESLISSCHEMA TOETSING AAN PRINCIPE GEEN ACHTERUITGANG... 106	
BIJLAGE 3 STATISTIEKEN WONINGEN, RIOLERING EN WATER.....	107
BIJLAGE 4 BODEMEIGENSCHAPPEN.....	108
BIJLAGE 5 DETAILS GEOCHEMISCHE MODELLERING	109
BIJLAGE 6 UITLOGING STANDAARDSCENARIO	116
BIJLAGE 7 WADI – INVLOED BODEMTYPE	117
BIJLAGE 8 WADI - INVLOED VAN DE PH	118
BIJLAGE 9 WADI - INVLOED GEHALTE ORGANISCHE STOF.....	119
BIJLAGE 10 WADI - INVLOED VAN ANDERE BRONNEN.....	120
BIJLAGE 11 AFWATERING IN TUINEN	121
BIJLAGE 12 AFSPOELING VAN GEVELBEPLATING	122
BIJLAGE 13 AFSPOELING VANGRAILS	123
BIJLAGE 14 BLM-FACTOREN ZINK	124
BIJLAGE 15 BLM-FACTOREN KOPER	126

Leeswijzer

Dit rapport beschrijft de methodiek en de resultaten van een groot aantal scenarioberekeningen.

Lezers die geïnteresseerd zijn in een snel overzicht van de berekende maximale risico's per scenario wordt aangeraden direct door te bladeren naar hoofdstuk 5. In hoofdstuk 6 worden indicatieve emissie-eisen voorgesteld. In hoofdstuk 7 worden de eindconclusies gepresenteerd.

Emissies en emissiescenario's worden in hoofdstuk 3 beschreven.
In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op toetsingscriteria, risicogrenzen en biobeschikbaarheid.

De modellering wordt verantwoord in hoofdstuk 3. Hierin wordt een technische beschrijving gegeven van de gebruikte modellen en bijbehorende invoerparameters.

De gevoeligheden en onzekerheden worden in hoofdstuk 5 beschreven. Hierin worden concentraties gepresenteerd voor alle doorgekende scenario's en gevarieerde parameters.

De keuzes die voor invoerparameters in de modellering en risicobeoordeling zijn gemaakt, worden in lichtgrijze tekstboxen geaccentueerd.

Samenvatting

Doel

De overheid is op diverse terreinen bezig de emissies van diffuse bronnen te verminderen, door afspraken te maken over het gebruik van stoffen, producten, materialen en eventuele emissiereducerende maatregelen of productverbeteringen. Uit diverse studies komt naar voren dat het gebruik van metalen bouwmaterialen een niet te veronachtzamen deel van de totale emissie van zink, koper en lood bepaalt. Als belangrijkste toepassingen in deze categorie worden aangemerkt: goten, gevelbekleding, vangrails, drinkwaterleidingen en loodslabben. In deze studie is onderzocht in welke mate de afspoeling van bouwmetalen bijdraagt aan verhoging van de concentraties koper, lood en zink in bodem, oppervlaktewater en grondwater en worden suggesties gedaan voor normstelling.

Methode

Voor het schatten van de emissies van bouwmetalen naar bodem en oppervlaktewater is gebruikgemaakt van afspoelsnelheden die voor de diverse bouwmetalen zijn gemeten. Deze afspoelsnelheden zijn samen met de branche tot stand gekomen en worden eveneens gebruikt voor de emissieschattingen op nationale schaal (emissieregistratie).

Voor het berekenen van concentraties in het oppervlaktewater is gebruikgemaakt van de emissie-immissietoets voor het beoordelen van lozingen. Voor het berekenen van concentraties in de bodem en het grondwater is het model ORCHESTRA gebruikt, waarin speciatie en specifieke binding aan verschillende reactieve fracties in grond zijn geïmplementeerd. Deze beoordelingsmethodieken zijn ook toegepast voor de beoordeling van steenachtige bouwmaterialen en de uitloging van grond.

Scenario's

De volgende scenario's zijn relevant bevonden en doorerekend:

1. standaardscenario bouwstoffen;
2. afwatering goten, slabben en daken naar bovengrondse infiltratievoorziening;
3. afwatering goten, slabben en daken naar ondergrondse infiltratievoorziening;
4. afwatering goten, slabben en daken naar de tuin;
5. afwatering van gevels naar de tuin;
6. afspoeling van vangrails naar de bodem;
7. afvoer huishoudelijk afvalwater naar gescheiden rioolstelsel en RWZI (Rioolwaterzuiveringsinstallatie);
 - a. ongezuiverd (overstort);
 - b. gezuiverd;
8. afwatering huishoudelijk afvalwater goten, slabben en daken naar gemengd stelsel en RWZI;
 - c. ongezuiverd (overstort);
 - d. gezuiverd;
9. afwatering goten, slabben en daken direct naar het oppervlaktewater;
 - a. één woning;
 - b. een woonwijk.

Toetscriteria

De concentraties die berekend worden, zijn vergeleken met het ecologisch maximaal toelaatbaar risiconiveau, drinkwaternormen, interventiewaarden grondwater en maximale waarden voor de bodemkwaliteit. Daarnaast is voor het oppervlaktewater ook een vergelijking gemaakt met

PNEC's (Predicted No Effect Concentration) waarover Europees wetenschappelijk consensus is bereikt, maar die nog niet door de lidstaten in regelgeving zijn opgenomen.

Biobeschikbaarheid

Over de manier waarop biobeschikbaarheid in het beleid kan worden geïmplementeerd is nog veel discussie gaande. In deze studie is bekeken of er generieke biobeschikbaarheidsfactoren zijn waarover voldoende zekerheid bestaat om ze te kunnen toepassen. Hiervoor zijn Europese Risicobeoordelingen (EU-Risk Assessment Reports) van zink, lood en koper samengevat. Het toepassen van een biobeschikbaarheidscorrectie voor oppervlaktewater wordt voor deze generieke eerstelijns-risicobeoordeling niet toegepast. Voor de bodem wordt, naast de gebruikelijke toetsing op basis van totaalconcentraties, getoond wat het effect is van een verminderde biobeschikbaarheid door veroudering.

Risicobeoordeling

Volgens de standaardbeoordeling voor bouwstoffen kunnen MTT-risicogrenzen (Maximaal Toelaatbare Toevoeging) in grondwater en Maximale Waarden voor de functie Wonen in de bodem voor koper en zink worden overschreden. Voor lood worden geen overschrijdingen berekend met de standaardmethodiek.

Bij afgekoppelde hemelwaterafvoer worden forse overschrijdingen van de $MTT_{\text{grondwater}}$ berekend voor koper en zink. De $MTT_{\text{grondwater}}$ kan worden overschreden voor koperen goten, koperen daken, zinken goten en zinken daken. Drinkwaternormen worden niet overschreden. Bij afspoeling van daken én goten van koper of zink kan de interventiewaarde grondwater worden overschreden. Voor lood in het grondwater zijn overschrijdingen tot factor 3 van de drinkwaternorm berekend. Bij afwatering via infiltratiekoffers wordt geen overschrijding in het grondwater verwacht doordat is aangenomen dat lood, gebonden aan zwevend stof, in de infiltratiekoffer wordt afgevangen.

Het oppervlaktewater kan nadelig worden beïnvloed door koper, lood en zink als hele woonwijken hun regenwater op stagnerend water of sloten lozen. In grotere kanalen en rivieren vindt voldoende verdunning plaats waardoor overschrijding van MTT of PNEC's niet wordt verwacht.

Het ongezuiverde afvalwater van RWZI's kan door corrosie van waterleidingen te veel koper bevatten, indien zij lozen op sloten of kanalen (<25 m breed). Bij lozing op grotere rivieren worden geen overschrijdingen van MTT of PNEC verwacht. Als rekening wordt gehouden met een zuiveringsrendement van 92% voor koper, 82% voor lood en 86% voor zink dan wordt ook in kleinere oppervlaktewateren geen overschrijding meer verwacht van MTT of PNEC.

Vangrails gemaakt van zink kunnen overschrijding van MTT grondwater veroorzaken (tot factor 6). De afspoeling van vangrails leidt er niet toe dat de accumulatie in de bodem binnen dertig jaar het niveau van de Maximale Waarde Wonen overschrijdt.

Door toepassing van een verouderingsfactor voor verminderde biobeschikbaarheid in de bodem worden de overschrijdingen in de bodem een factor 2 lager voor koper, een factor 4,2 voor lood en een factor 3 voor zink. Alleen voor de vangrails leidt dit tot een verandering in de conclusie; de bodemkwaliteit voldoet door toepassing van de verouderingsfactor aan de norm, terwijl dat zonder toepassing van de verouderingsfactor niet zo is.

Onzekerheden

Voor de scenarioberekeningen is waar mogelijk voortgebouwd op de modelontwikkeling en parameterkeuzes die bij de afleiding van emissie-eisen voor steenachtige bouwmaterialen voor het Besluit Bodemkwaliteit zijn gemaakt. Veel van die parameters fluctueren van nature in de tijd, bijvoorbeeld de hoeveelheid neerslag of de aanwezigheid van zwevend stof. Daarnaast zijn veel parameters variabel in de ruimte, bijvoorbeeld bodemeigenschappen zoals zuurgraad, organische stofgehalte, maar ook woningdichtheid en de omvang van oppervlaktewater. Daarom is de gevoeligheid van de modeluitkomsten voor een aantal invoerparameters inzichtelijk gemaakt. De voorspelde risico's zijn niet geldig voor elke willekeurige plaats op elk willekeurig tijdstip. De berekeningen moeten gezien worden als potentiële risico's die op kunnen treden.

Normstelling

Normstelling in de vorm van emissie-eisen is geschikt voor veel voorkomende toepassingen van bouwmaterialen, zoals zinken dakgoten, zinken vangrails, loodslabben en koperen waterleidingen. In gevels en daken is de toepassing van koper en zink minder algemeen. Hiervoor ligt een generieke normstelling minder voor de hand. Voor deze projectmatige toepassingen is het van groot belang de lokale omstandigheden in beschouwing te nemen, zoals de hoeveelheid bouwmetaal dat wordt toegepast en de manier waarop de afwatering is georganiseerd.

1 Inleiding

De inleiding geeft de context waarin de beoordeling van emissies van bouwmetalen wordt uitgevoerd. De problematiek van emissies en belasting van het milieu met koper, lood en zink worden globaal beschreven, alsmede de wettelijke kaders en de rol van biobeschikbaarheid. Het hoofdstuk eindigt met de probleemstelling en de onderzoeksopzet.

1.1 Relevante wetgeving

Europese lidstaten moeten zorg dragen voor een goede kwaliteit van het oppervlaktewater en grondwater. Dat vloeit voort uit de Kaderrichtlijn Water (Europese Commissie, 2000) die in 2000 in werking is getreden. De Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft een aantal dochterrichtlijnen onder zich, waarin het beleid verder wordt uitgewerkt. In dit verband zijn relevant om te noemen:

- De Dochterrichtlijn Prioritaire stoffen (EC, 2006a). De richtlijn bevat (in bijlage II) een lijst met milieukwaliteitsnormen voor 33 prioritaire stoffen in oppervlaktewateren en 8 andere verontreinigende stoffen. Lood is aangemerkt als prioritaire stof, koper en zink staan niet op de lijst. Stoffen worden tot prioritaire stoffen gerekend als ze vanwege hun gevaarseigenschappen, emissies en/of mate van voorkomen in het milieu een meer dan verwaarloosbaar risico voor mens en/of milieu meebrengen of meebrachten. Voor de waterschappen in Nederland is het belangrijk dat het Europees Parlement akkoord is met het instellen van mengzones. Effluent van RWZI's hoeft daarmee niet te voldoen aan de milieukwaliteitsnormen. De concentraties zoals vermeld in de Richtlijn zullen direct van toepassing zijn in alle lidstaten. Het voorstel voor de richtlijn is in juli 2006 gepubliceerd. Op 17 juni 2008 heeft het Europees Parlement het voorstel voor de richtlijn aangenomen (EC, 2008a).
- De Dochterrichtlijn Grondwater (EC, 2006b). Hierin is de verplichting opgenomen de emissie van stoffen naar het grondwater zoveel mogelijk te beperken of te voorkomen. Voor allerlei bronnen is of wordt daar in Nederland invulling aan gegeven.

Er is in Europa een speciale richtlijn die zich bezighoudt met bouwstoffen. In Europa is men bezig met operationeel maken van de Construction Products Directive voor de Dangerous Substances (EC, 1988). De milieu-eisen daarvan zijn beschreven in Annex 1 Essential Requirements 3.

De Europese regelgeving moet worden geïmplementeerd in nationale wetgeving. Relevant wetten zijn:

- Wet op de Waterhuishouding
- Wet Verontreiniging oppervlaktewater
- Wet Milieubeheer
- Wet Bodembescherming

Onder deze wetten hangen diverse regelingen, besluiten en programma's. Het actuele beleid ten aanzien van het oppervlaktewater is beschreven in de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4). Eind 2009 zullen de Stroomgebiedbeheersplannen, die de lidstaten volgens de KRW moeten opstellen, de werking van de NW4 vervangen. In paragraaf 2.2 zal verder ingegaan worden op de relatie tussen NW4 en de KRW. In het Uitvoeringsprogramma Diffuse Bronnen worden stappen beschreven om te komen tot emissiereductie (VROM, 2007d).

RIVM en ECN hebben in 2007 emissie-eisen afgeleid voor de steenachtige bouwstoffen, die bescherming moeten bieden aan bodem, grondwater en oppervlaktewater. Na afstemming met andere regelgeving en maatschappelijke afwegingen zijn deze eisen opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit (VROM, 2007b). Steenachtige bouwstoffen worden gedefinieerd als stoffen waarvan de som van silicium, aluminium en calcium meer dan tien gewichtsprocenten uitmaakt. In die categorie vallen niet-vormgegeven materialen zoals avi-bodemas, asfaltgranulaat, drinkwaterreststoffen, lavasteen en fosforslakken maar ook vormgegeven materialen zoals onder andere vezelcementplaten, bitumeuze afdichtingsproducten keramische tegels en schuimbeton. De methode om emissie-eisen voor steenachtige (vormgegeven) bouwstoffen af te leiden wordt in deze studie toegepast op bouwmetalen en verfijnd waar dat mogelijk is.

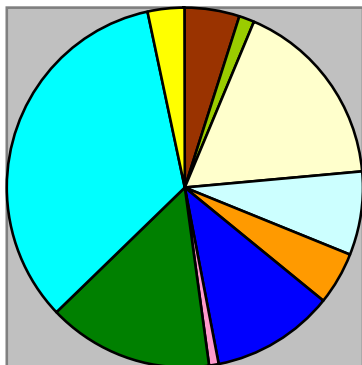
1.2 Koper, lood en zink in het milieu

Menselijke activiteiten dragen ertoe bij dat in Nederland de concentraties van koper, lood en zink in het milieu significant verhoogd zijn ten opzichte van de natuurlijke achtergrondconcentraties. Veel van deze aanrijking is een gevolg van diffuse bronnen zoals verkeer, landbouw en het (her)gebruik van bouwmaterialen. De overheid is op diverse terreinen bezig de emissies van deze diffuse bronnen te verminderen, door afspraken te maken over het gebruik en eventuele emissiereducerende maatregelen of productverbeteringen.

De emissie van koper, lood en zink van een aantal grote bronnen naar het oppervlaktewater is de afgelopen jaren verminderd. Zo is de bijdrage van industriële lozingen en van RWZI's afgenomen. Het aantal overstorten van rioolstelsels is verminderd door meer bergingsmogelijkheden in rioolstelsels en doordat een afkoppeling van verharde oppervlakken wordt gestimuleerd. De zuiveringsefficiëntie van RWZI's voor koper, lood en zink kan (op basis van CBS-informatie over in- en effluenten van alle individuele RWZI's in Nederland) worden geschat op respectievelijk 92, 82 en 86% (Vermij, 2007a). Een groot deel van deze metalen wordt vastgelegd in het slib. Slibconcentraties kunnen daardoor zo hoog worden dat het slib voor diverse functies niet meer bruikbaar is.

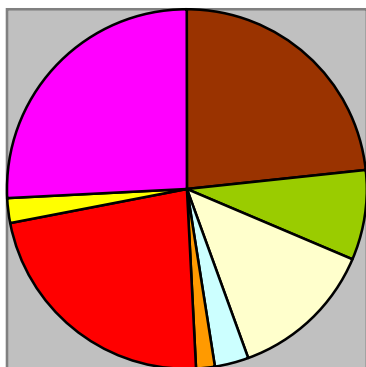
Door de reductie van belangrijke puntbronnen is de relatieve bijdrage van diffuse bronnen belangrijker geworden. Onder diffuse bronnen worden tal van kleine emissiebronnen verstaan, die elk slechts in geringe mate bijdragen aan het totaal maar waarvan het aantal dusdanig groot is dat die als geheel tot een aanzienlijke bijdrage aan de emissie (kunnen) leiden. Zo zijn verkeer, landbouw en de bouw grote diffuse bronnen van zink-, lood- en koperemissies (zie Figuur 1.1).

koper



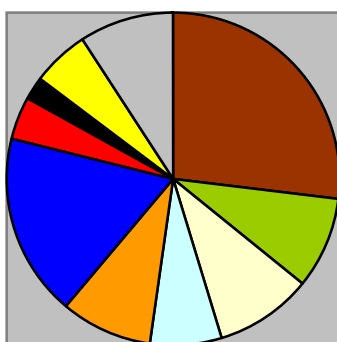
- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- wegverkeer
- scheepvaart
- railverkeer
- vuurwerk
- corrosie waterleidingen (34%)
- riolering en huish. (ongezuiverd)

lood



- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- wegverkeer
- corrosie gebouwen (23%)
- riolering en huish. (ongezuiverd) (2%)
- jacht/vislood

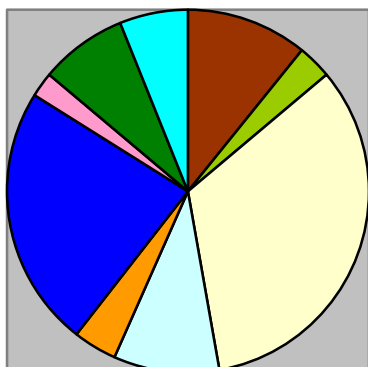
zink



- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- wegverkeer
- scheepvaart
- corrosie gebouwen (10%)
- corrosie overig
- riolering en huish. (ongezuiverd) (20%)
- overig

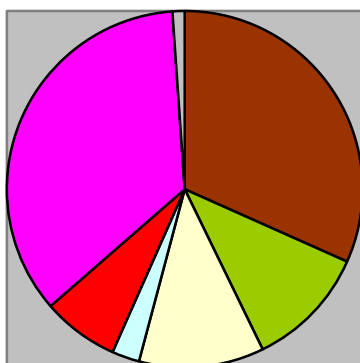
Figuur 1.1 Relatieve bijdrage van bronnen aan de emissies van koper, lood en zink naar zoet oppervlaktewater (gegevens 2005) (naar Vermij en De Poorter, 2007)

koper



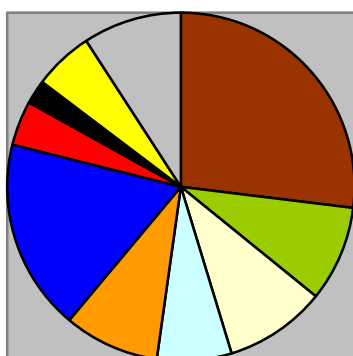
- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- wegverkeer
- scheepvaart
- railverkeer
- vuurwerk
- corrosie waterleidingen

lood



- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- corrosie gebouwen
- jacht/vislood
- overig

zink



- uitspoeling bodem landbouw
- uitspoeling bodem natuur
- depositie
- industrie
- wegverkeer
- scheepvaart
- corrosie gebouwen
- corrosie overig
- riolering en huish. (ongezuiverd)
- overig

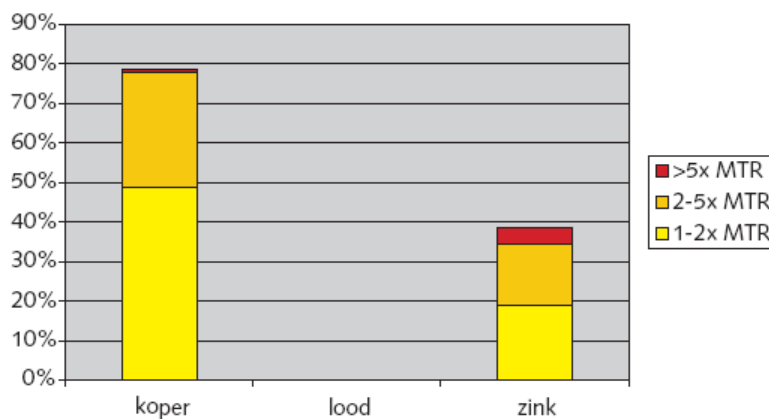
Figuur 1.2 Relatieve bijdrage van verschillende bronnen aan de belasting van zoet oppervlaktewater (gegevens 2005) (naar Vermij en De Poorter, 2007)

Bouwmetalen zijn een belangrijke diffuse bron van zink, koper en lood (Teunissen en Vermij, 2003; Vermij en De Poorter, 2007). De bijdrage van verschillende bronnen aan de totale emissie van koper, lood en zink is weergegeven in Figuur 1.1.

De belasting van het oppervlaktewater met koper, lood en zink is lokaal en regionaal en per metaal verschillend. De belasting van het oppervlaktewater met koper, lood en zink, onderverdeeld naar de bronnen, is weergegeven in Figuur 1.2.

Generieke normen voor koper en zink worden in het Nederlandse grond- en oppervlaktewater structureel overschreden. Lood is aangemerkt als prioritaire stof binnen de Kaderrichtlijn Water en overschrijdt in de Nederlandse oppervlaktewateren in circa 30% van de meetpunten in zoete wateren de streefwaarde (VROM, 2006).

In Figuur 1.3 zijn de overschrijdingen van het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico) in de regionale wateren weergegeven.



Figuur 1.3 Overschrijding waterkwaliteitsnormen (MTR) regionale wateren (Vermij, 2007b). Op de y-as staan percentages van het aantal gemeten monsters dat in een overschrijdingscategorie 1-2x MTR, 2-5xMTR of >5xMTR valt.

Er zijn de afgelopen jaren vele studies verricht en data geïnterpreteerd om vast te stellen of koper, lood en zink een probleem vormen voor de milieukwaliteit (onder andere Vermij, 2007b; Witteveen en Bos, 2007; Hulskotte et al., 2007; Ligtoet, 2008; De Nijs et al., 2008). Dit is een voortschrijdend proces omdat er steeds nieuwe data bijkomen en omdat inzichten veranderen over hoe de milieukwaliteit vastgesteld moet worden. Het ligt niet binnen de scope van deze studie om de monitoringdata opnieuw te beoordelen.

Op basis van onder andere hierboven samengevatte studies is het beeld ontstaan dat koper, zink en in mindere mate loodafspoeling van bouwmatalen een probleem vormen voor de milieukwaliteit van oppervlaktewater. Er zijn andere studies die dat beeld tegenspreken door een andere interpretatie van de meetgegevens en door rekening te houden met biobeschikbaarheid. Door de onzekerheden in de verschillende stappen van deze benaderingen is het lastig om te kwantificeren hoe groot de bijdrage van de afspoeling van bouwstoffen aan de concentraties in het oppervlaktewater is. Van de invloed van afspoeling van bouwmatalen op bodem en grondwater is weinig bekend.

1.3 Beoordeling van de biobeschikbaarheid

Het wordt steeds duidelijker dat totaal-metaalconcentraties geen goede weergave bieden van het ecologisch risico. De KRW heeft voorgeschreven dat metalen in oppervlaktewater in opgeloste vorm dienen te worden gemeten en beoordeeld. De omstandigheden en voorwaarden voor het toepassen van een dergelijke beoordeling zijn nog niet in Europees verband vastgelegd.

In Nederland wordt de eerste stap van milieukwaliteitsbeoordeling van metalen gebaseerd op totaal-metaalmetingen. De minister van VROM heeft recentelijk in de Tweede Kamer verklaard dat, indien er overschrijdingen plaatsvinden van de totaal-metaalnorm, er vervolgens gekeken gaat worden met behulp van een opgelostmetaal-/biobeschikbaarheidsbenadering of een (potentieel) risico werkelijk aanwezig is. Het Protocol Toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring Toetsjaar 2007 (Pelsma en Torenbeek, 2007) geeft aan hoe dit in 2007 voor de metalen zink, koper en nikkel diende te geschieden. Het protocol is geen statisch document; nieuwe ontwikkelingen worden in volgende protocollen (2008 en verder) opgenomen.

Bovenstaande geeft aan dat er sprake is van een gefaseerde beoordeling: éérst een beoordeling op basis van totaalgehalten om de potentiële risico's vast te stellen en vervolgens een locatiespecifieke beoordeling op basis van opgeloste concentraties ter vaststelling van de actuele risico's, waarbij ook de biobeschikbaarheid kán worden betrokken.

De methodiek voor de beoordeling van biobeschikbaarheid is nog in ontwikkeling. Op een groot aantal punten vinden nog discussies plaats. Zo zijn er verschillende modellen in omloop die verschillen in de manier waarop rekening wordt gehouden met waterspecifieke factoren. Daarnaast zijn er onzekerheden die een gevolg zijn van het feit dat toxiciteitsgegevens slechts voor een beperkt aantal soorten beschikbaar zijn en van het feit dat watertypespecifieke eigenschappen een natuurlijke fluctuatie kennen (Peijnenburg et al., 2007).

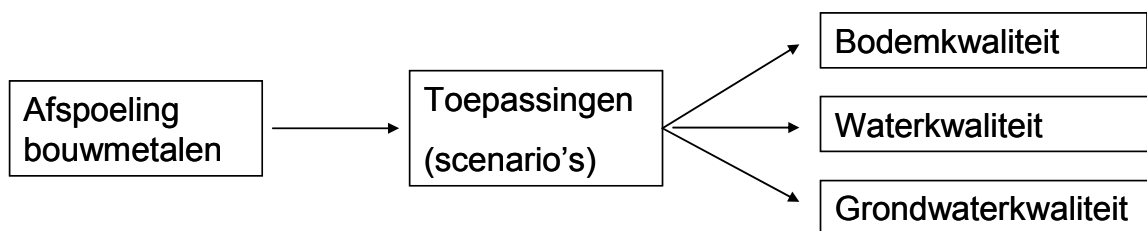
Een andere complicerende factor is dat het verbeteren van de waterkwaliteit kan leiden tot een grotere biobeschikbaarheid van metalen. Een voorbeeld hiervan is het terugdringen van de eutrofiering in water. Als nitraat en fosfaat in het water afnemen, neemt ook het DOC-gehalte (Dissolved Organic Carbon ofwel Opgeloste Organische Stof) af. Ten gevolge daarvan neemt de biobeschikbaarheid van metalen toe. Knelpunt bij de beleidsmatige implementatie is daarnaast dat er nog geen Europese richtlijnen zijn voor de omstandigheden en voorwaarden waaronder biobeschikbaarheid toegepast mag worden.

De biobeschikbaarheid in de bodem is nog niet geïmplementeerd in protocollen.

1.4 Probleemstelling

In opdracht van VROM wordt onderzocht of veel voorkomende toepassingen leiden tot overschrijding van milieukwaliteitsdoelstellingen in bodem, grondwater en oppervlaktewater en welke maximale emissie toelaatbaar zou zijn voor het milieu. Emissies uit andere bronnen, zoals de landbouw en het verkeer, vallen buiten de scope van dit onderzoek.

Vanwege de knelpunten bij het vaststellen van de bijdrage van de afspoeling van bouwmetalen, terugredenerend vanuit de emissieregistratie (zie paragraaf 1.2 en 1.3), richt dit onderzoek zich op een andere manier van beoordelen. Deze is geschematiseerd in Figuur 1.4.



Figuur 1.4 Schema voor de milieubeoordeling van bouwmetalen

In dit project zal worden onderzocht welke concentratieverhogingen er kunnen worden verwacht in bodem en (grond)water door afspoeling van bouwmetalen en bij welke maximale emissie uit bouwmetalen milieukwaliteitscriteria niet in gevaar komen. Het resultaat is een berekende concentratietoename, die onafhankelijk van de actuele, locatiespecifieke achtergrondconcentratie wordt getoetst aan de maximaal toelaatbare toevoeging. Dit is een toetscriterium in het preventieve spoor, dat ook voor steenachtige bouwmaterialen wordt gehanteerd, en is een maat voor potentiële risico's (de eerste laag van de beoordeling).

In eerste instantie worden daarbij de scenario's gehanteerd die zijn toegepast voor de steenachtige vormgegeven bouwstoffen. Uitgangspunt daarbij was dat bodem, grondwater en oppervlaktewater op lokaal niveau moeten voldoen aan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecosystemen, een norm voor de duurzame kwaliteit van het milieu. Daarnaast zal een beoordeling worden gemaakt op basis van representatieve toepassingen en waterafvoerroutes met daarbij behorende specifieke belasting van bodem en oppervlaktewater (zie Figuur 1.4). Extravagante toepassingen worden niet als uitgangspunt genomen voor het afleiden van eventuele maximaal toelaatbare emissies, omdat hiermee extreem strenge emissie-eisen zouden worden vastgesteld. De toelaatbaarheid van extravagante toepassingen zou case-by-case kunnen worden beoordeeld.

In opdracht van VROM is een verkenning gemaakt van de mogelijkheden om biobeschikbaarheid toe te passen. Hiervoor is gebruikgemaakt van de status die is neergelegd in de EU Risk Assessment Reports voor zink, koper en lood, die door de Technische Commissie Nieuwe en Bestaande Stoffen zijn geaccordeerd.

1.5 Onderzoeksopzet

De volgende onderzoeksvragen worden uitgewerkt:

1. Welke concentratietoename is er te verwachten in oppervlaktewater, bodem en grondwater voor de verschillende bouwmetalen en toepassingsscenario's?
2. Welke emissies voldoen aan de maximaal toelaatbare toevoeging (MTT) voor bodem en (grond)water?
3. In welke mate kan er bij het afleiden van de toelaatbare emissie rekening gehouden worden met biobeschikbaarheid?

Het onderzoek is in twee fasen verdeeld:

1. Fase 1 is het inventariseren van emissies en het opstellen van scenario's voor de belasting van bodem en oppervlaktewater. Over de emissiegetallen en de scenario's is diverse malen overleg gevoerd met DBM.
2. In fase 2 worden de emissiegegevens gebruikt als invoer voor verspreidingsberekeningen. Aan de hand daarvan kan bepaald worden of de emissies kunnen leiden tot overschrijding van risicogrenzen in bodem, grondwater en oppervlaktewater. Hiervoor is afgesproken dat een getrapte benadering zal worden uitgevoerd:
 - stap 1: standaardbeoordeling conform methode steenachtige bouwstoffen (Verschoor et al., 2006)
 - stap 2: beoordeling van voor de toepassing van bouwmetalen specifieke scenario's. Onder scenario's wordt hier verstaan: een aantal representatieve toepassingen van bouwmetalen, in termen van type materialen, omvang van de toepassing, oppervlak bouwmetaal per oppervlak bodem en oppervlak bouwmetaal dat afspoelt en afwatert op het oppervlaktewater. In fase 2 van het project wordt naast toetsing aan totaalgehalten ook aandacht besteed aan biobeschikbaarheid.

2 Risicogrenzen en biobeschikbaarheid

Dit hoofdstuk bevat een overzicht van risicogrenzen die in deze studie worden gebruikt om emissies van bouwmetalen te toetsen. Daarnaast worden processen die een rol spelen bij biobeschikbaarheid beschreven. Voorts worden de biobeschikbaarheidsfactoren uit Europese risicobeoordelingsrapporten (EU-RAR's) op een rijtje gezet.

2.1 Toetscriteria

De huidige, geldige milieukwaliteitscriteria voor het oppervlaktewater zijn vastgelegd in de Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren (VROM, 2004). De kwaliteitseisen die hierin zijn opgenomen liggen op het niveau van het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico). De regeling bevat normen voor een groot aantal organische en anorganische stoffen, waaronder koper, lood en zink.

In 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water in werking getreden en in 2006 volgde de Dochterrichtlijn Grondwater. Centrale doelstelling van deze regelgeving is het bereiken van een goede ecologische toestand van het oppervlaktewater en van terrestrische ecosystemen die afhankelijk zijn van het grondwater. Oppervlaktewater en grondwater zijn ingedeeld in waterlichamen, die moeten voldoen aan door de lidstaten nader te definiëren kwaliteitscriteria. Hiertoe worden voor een aantal stoffen drempelwaarden afgeleid, die in december 2008 formeel moeten worden vastgesteld. Nederland zal de drempelwaarden opnemen in het 'Besluit kwaliteitseisen en monitoring water', ook wel de AMvB Doelstellingen genoemd. Door het RIVM zijn drempelwaarden afgeleid voor boor, chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en totaal-P en totaal-N (Verweij et al., 2008). Voor koper en zink worden vooralsnog geen drempelwaarden vastgesteld. Bij het beoordelen van emissies naar het grondwater is het artikel met betrekking tot het voorkomen en beperken van inputs belangrijk. In het rapport Emissies naar grondwater (Verschoor en Swartjes, 2008) is een overzicht gegeven van uitgangspunten en beoordelingsmethoden voor emissies naar grondwater. Bij de recente herziening van het beleid aangaande steenachtige bouwstoffen (Verschoor et al., 2006) is de toelaatbare emissie naar het grondwater afgeleid van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau in bodem, grondwater en oppervlaktewater.

Wettelijke normen voor bodem en grondwater zijn opgenomen in de Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000) en het Besluit Bodemkwaliteit (VROM, 2007a). Voor de risicobenadering die in deze studie gevolgd wordt, zijn deze hierin opgenomen waarden niet geschikt. Bij het opstellen van eisen aan emissies van materialen hebben we te maken met **preventief beleid**: het voorkómen dat het milieu te zwaar belast wordt. In dit verband wordt gebruikgemaakt van normen waarbij geen significant effect op het ecosysteem is te verwachten. De norm die daarvoor geldt is het MTR of voor stoffen die van nature voorkomen de MTT (de Maximaal Toelaatbare Toevoeging). Andere normen zoals Maximale Waarden voor de bodem of de interventiewaarden zijn waarden die in het bodembeheer (curatief) worden ingezet: bij bestaande gevallen van verontreiniging wordt dan bekeken of ingrijpen noodzakelijk is of welke functies grond of een locatie nog kan vervullen. Het beschermingsniveau van deze interventiewaarden of Maximale Waarden Wonen en Industrie is lager dan van het MTR. Voor preventief beleid zijn deze normen niet bedoeld.

In Tabel 2.1 zijn de normen voor zowel totale als opgeloste hoeveelheden weergegeven. Het is afhankelijk van de meetmethode of rekenmethode welke van toepassing is. Als de meet- of rekenmethode expliciet de opgeloste hoeveelheid kan bepalen, zal daarvan gebruikgemaakt worden. Voor grondwater zijn formeel geen MTT-waarden beschikbaar. MTT-waarden afgeleid van MTR oppervlaktewater zijn in het Besluit Bodemkwaliteit gebruikt bij de onderbouwing van emissie-eisen voor steenachtige bouwstoffen. Via deze weg zijn de MTT-grondwater waarden indirect in het milieubeleid geïmplementeerd.

Voor het toetsen van de bodemkwaliteit is geen Europese regelgeving. Het bodembeleid kent geen formeel vastgestelde MTR-waarden. Er zijn wel wetenschappelijke risicogrenzen voor bodem (MTR_{bodem}) en daarvan afgeleide maximaal toelaatbare toevoegingen. Beleidsmatig zijn vastgelegd: de interventiewaarde (Circulaire Streef- en Interventiewaarden), een waarde waarboven een saneringsonderzoek moet worden gedaan, en sinds 1 januari 2007 zijn ook de maximale waarden voor verschillende bodemfuncties van kracht (Regeling Bodemkwaliteit). De maximale waarden en de interventiewaarden worden toegepast in het **curatieve bodembeleid** en bodembeheer: bij het toetsen van grondverzet en als terugsaneerwaarden.

Tabel 2.1 Verschillende toetscriteria die gehanteerd worden in Nederland

		Cu	Pb	Zn	
Risicogrenzen					
MTR _{totaal} ¹	oppervlaktewater	3.8	220	40	µg/L
Toelaatbare toevoeging²					
MTT _{opgelost}	oppervlaktewater	1,1	11	6.6	µg/L
MTT _{totaal}	oppervlaktewater	2.7	217	28	µg/L
	grondwater	1.1	11	7,3	µg/L
MTT _{totaal}	bodem	3.4	55	16	mg/kg
Maximale waarden^{1,3}		bodem			
-achtergrond		40	50	140	mg/kg
-functie wonen		54	210	220	mg/kg
-functie industrie		190	530	720	mg/kg
Interventiewaarden^{1,3}					
totaal	bodem	190	530	720	mg/kg
opgelost	grondwater	75	75	800	µg/L
Drinkwaternorm					
totaal		2000	10	3000	µg/L

¹ Wettelijk vastgelegd (VROM, 2004)

² De maximaal toelaatbare toevoeging is een van MTR afgeleid criterium, dat gebruikt wordt voor risicobedoelingen van stoffen die van nature voorkomen, zoals metalen. MTT = MTR-achtergrondconcentratie. Zie <http://www.rivm.nl/rvs/normen/>

³ Maximale waarden en interventiewaarden zijn gegeven voor een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum. Voor grond met een andere samenstelling dienen deze omgerekend te worden. Hoe dat moet gebeuren staat beschreven in het Besluit Bodemkwaliteit (VROM, 2007), zie Bijlage 1.

In Europees verband zijn ‘Risk Assessment Reports’ opgesteld voor koper en zink en recentelijk (juni 2008) geaccordeerd door de Technische Commissie Nieuwe en Bestaande Stoffen, waarin vertegenwoordigers van Europese lidstaten en belangrijke stakeholders zijn vertegenwoordigd. De rapporten doen voorstellen voor risicogrenzen (PNEC = Predicted No Effect Concentration) in bodem, water en sediment. Deze risicogrenzen, waarover nu wetenschappelijke consensus is,

kunnen door de verschillende lidstaten beleidsmatig vertaald worden naar normen¹, bijvoorbeeld in Stroomgebiedsbeheersplannen, die in 2009 opgesteld moeten worden.

Tabel 2.2 Verschillende toetscriteria die voorgesteld zijn voor koper en zink en vastgesteld zijn voor lood in Europese verband

		Cu ¹	Pb ²	Zn ³	
Risicogrenzen					
AA_EQS ¹	oppervlaktewater		7,2		µg/L
PNEC _{add} opgelost	oppervlaktewater	7,3 ⁽⁴⁾	-	7,8 ⁽⁸⁾	µg/L
PNEC _{add} totaal	oppervlaktewater	13,1 ⁽⁵⁾	-	34	µg/L
PNEC _{add}	zoetwater sediment	87 ⁽⁶⁾		11	mg/kg ds
PNEC _{add}	bodem	20-176 ⁽⁷⁾	-	26	mg/kg ds

¹ European Commission (2008c) Annual Average Environmental Quality Standard

² European Commission (2008a)

³ European Commission (2008b)

⁴ Afgeleid van PNEC_{add opgelost} – achtergrond = 7,8 – 0,5 µg/L. Achtergrond uit Groene boekje (1986).

⁵ Afgeleid van PNEC_{add totaal} – achtergrond = 14,2 – 1,1 µg/L. Achtergrond uit Groene boekje (1986).

⁶ Bij standaard organisch koolstofgehalte van 5%

⁷ Waarde PNEC afhankelijk van bodemtype

⁸ Geldt bij hardheid ≥24 mg CaCO₃ /L. Bij lagere hardheid wordt een PNEC van 3,1 µg/L gegeven.

Aangezien de Europees voorgestelde risicogrenzen voor koper een gedegen wetenschappelijke onderbouwing hebben, en bovendien veel soepeler (~factor 7 hoger) zijn dan de huidige Nederlandse norm, zal in dit rapport ook getoetst worden aan de Europese risicogrenzen.

2.2 Emissie-immissietoets

Momenteel is het oppervlaktewaterbeleid in een overgangsfase. De nationale wetgeving zoals vastgelegd in de Wet Verontreiniging oppervlaktewater en de Vierde Nota Waterhuishouding is nog geldig, maar Nederland moet gaan voldoen aan de eisen die de Kaderrichtlijn Water stelt. Een van die eisen is het opstellen van Stroomgebiedsbeheersplannen. Deze plannen zullen in 2009 de werking van de NW4 vervangen. In dit rapport wordt getoetst conform NW4. In dit hoofdstuk wordt beschreven hoe de huidige toetsing zich verhoudt tot de eisen uit de KRW.

Het principe van geen achteruitgang is een van de grondbeginselen van de Kaderrichtlijn Water. Nieuwe emissies en uitbreidingen van bestaande emissies dienen getoetst te worden aan het principe van geen achteruitgang van de KRW. In de huidige toetsingsmethodiek uit de Vierde Nota Waterhuishouding wordt een individuele emissie getoetst op significantie voor de emissie in het ontvangende water.

Principe van geen achteruitgang en stand still-beginsel uit NW4 en KRW

De emissie-immissietoets bevat al een toetsing aan het *stand still*-beginsel uit NW4, dat op het eerste gezicht nogal lijkt op het principe van geen achteruitgang. Er zijn echter kenmerkende verschillen tussen het *stand still*-principe uit NW4 en het principe van geen achteruitgang.

¹ een wetenschappelijke PNEC wordt formeel vastgesteld door INS (Commissie Integrale Normstelling Stoffen) en heet dan MTR, of PNEC_{added} wordt MTT

1. Toetsing aan het *stand still*-principe uit NW4 vindt plaats voorbij een gekozen mengzone terwijl toetsing aan het principe van geen achteruitgang op waterlichaamniveau plaatsvindt. Overeenkomst is dat in beide kaders de waterkwaliteit binnen de mengzone niet aan de waterkwaliteitscriteria hoeft te voldoen.
2. Het *stand still*-principe behelst een inspanningsverplichting, terwijl het principe van geen achteruitgang een resultaatsverplichting oplevert.
3. De toetsing aan het principe van geen achteruitgang geschiedt op basis van toestandsklassen, waarbij de grenzen tussen de toestandsklassen in principe niet neerwaarts overschreden mogen worden, terwijl bij het *stand still*-principe uit NW4 bekeken wordt of de concentraties van alle afzonderlijke verontreinigende stoffen in het ontvangende oppervlaktewater significant (dus meer dan 10%) toenemen, zonder met toestandsklassen te werken.
4. De toetsing aan dit *stand still*-principe maakt onderscheid tussen stoffen van lijst I van richtlijn 76/464 (nu: 2006/11) en andere stoffen. Bij de toetsing aan het principe van geen achteruitgang ligt dit anders: daar wordt behalve de chemische ook de ecologische toestand van het betreffende waterlichaam beoordeeld op basis van maatlaten.

Vanwege deze verschillen zal naast de immissietoets een aanvullende toets aan het principe van geen achteruitgang uitgevoerd moeten worden, waarbij ook aandacht is voor de ecologische toestand. Rijkswaterstaat heeft hiervoor een beslisschema opgesteld (Verkeer en Waterstaat, 2007), zie Bijlage 2. De methodiek hiervoor is in ontwikkeling. Ook de toetsing van toestand en trends in het oppervlaktewater zoals die in 2007 in een protocol is vastgelegd (Pelsma en Torenbeek, 2008) zal de komende tijd nog aangepast worden.

Principe van geen achteruitgang en emissie-immissietoets

De toetsing aan het principe van geen achteruitgang vindt volgens het voorgestelde beslisschema bewust plaats **nadat** de gebruikelijke toetsing met behulp van de emissie-immissietoets succesvol is doorlopen. Gezien het feit dat bij de emissie-immissietoets al rekening wordt gehouden met het *stand still*-beginsel uit NW4, leidt dit tot een zekere mate van overlap. Gelet op het feit dat de toetsing aan het principe van geen achteruitgang en de emissie-immissietoets qua aanpak van elkaar verschillen, en een aantal aspecten met betrekking tot het principe van geen achteruitgang nog nader geconcretiseerd en ingevuld moet worden, blijven deze instrumenten voorlopig nog naast elkaar bestaan. In dit rapport wordt alléén de emissie-immissietoets toegepast; er wordt geen toets gedaan op het principe van geen achteruitgang volgens de KRW.

Om lozingen te toetsen is de emissie-immissietoets ontwikkeld (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). De toets beoogt bescherming te bieden aan de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem.

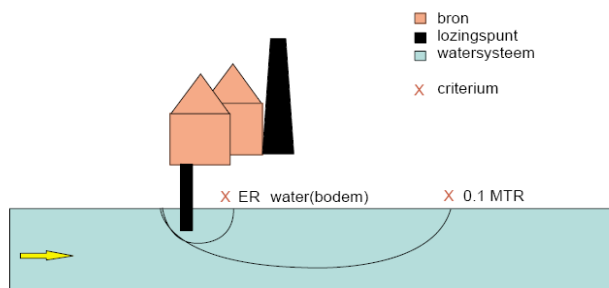
De uitkomsten van de immissietoets moeten voldoen aan de volgende uitgangspunten:

- I. De lozing mag niet significant bijdragen aan het overschrijden van de kwaliteitsdoelstelling voor het watersysteem (water en waterbodem) waarop wordt geloozd (dit is ingevuld als minder dan $0,1 \cdot \text{MTR}$ aan het eind van de mengzone²).
- II. De lozing mag binnen de mengzone niet leiden tot acuut toxische effecten voor waterorganismen (dit wordt getoetst aan het Ernstig risiconiveau).
- III. De lozing mag binnen de mengzone niet leiden tot acuut toxische effecten voor sediment bewonende organismen (dit wordt indirect getoetst aan interventiewaarde).

² De lengte van de mengzone wordt gelijk gesteld aan 10x de breedte van het oppervlaktewater.

Bij het eerste uitgangspunt gaat het om de kwaliteit van het effluent in relatie tot de huidige kwaliteit en de (in het beheersplan en/of provinciaal waterhuishoudingsplan vastgelegde) kwaliteitsdoelstelling voor zowel water als waterbodem van het watersysteem waarop de emissie plaatsvindt. Een bijdrage wordt significant genoemd als deze 10% of meer van het MTR bijdraagt aan de concentratie van de stof in het ontvangende watersysteem (zie Figuur 2.1). Voor de uitwerking hiervan is het belangrijk om vast te stellen wat de dimensies van de te beschouwen watersystemen zijn. Voor de risicobeoordeling in dit rapport zijn dezelfde dimensies voor het ontvangend oppervlaktewater gekozen als gebruikt zijn voor de afleiding van kritische emissiewaarden voor steenachtige bouwstoffen (Verschoor et al., 2006) (zie paragraaf 3.7)

Bij het tweede en derde uitgangspunt gaat het om de bescherming van water en sediment bewonende organismen binnen de mengzone. De mengzone is het gebied rondom een lozingspunt waar het effluent zich mengt met het oppervlaktewater. Indien in de mengzone strikt zou worden vastgehouden aan de realisatie van de waterkwaliteitsdoelstelling, leidt dit ertoe dat de eisen die aan een emissie worden gesteld op het niveau van de waterkwaliteitsdoelstelling moeten liggen. In het tweede IMP-water (Tweede Kamer, 1985) is reeds aangegeven dat de mengzone rond een lozingspunt niet aan de waterkwaliteitsdoelstelling hoeft te voldoen. Ook in de EU heeft men dit standpunt ingenomen (EC, 2008a). Om te voorkomen dat het gebied rondom een lozingspunt te sterk wordt verontreinigd is een bovengrens gekozen. Hiervoor is een risiconiveau boven het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau gekozen, te weten het Ernstig Risiconiveau. Voor zwevend stof en sediment is het Ernstig Risiconiveau gekoppeld aan de interventiewaarde. Dit criterium geldt in de nabijheid van het lozingspunt en kan direct worden gerelateerd aan de kwaliteit van het effluent. Via de bescherming van de kwaliteit van het water wordt derhalve tevens de bescherming van de waterbodem afdoende afgedekt.



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van het bereik van de immissietoets

2.3 Beoordeling van biobeschikbaarheid

Deze paragraaf begint met enkele kanttekeningen bij de toepasbaarheid van biobeschikbaarheid. Vervolgens worden in subparagrafen de biobeschikbaarheidsmodellen voor koper, lood en zink in water en bodem besproken. Ten slotte wordt samengevat welke biobeschikbaarheidsfactoren in de EU-RAR's worden genoemd. In tekstboxen wordt samengevat met welke gegevens in deze studie wordt gerekend.

Tekstbox 2.1 Plaats van biobeschikbaarheid in de risicobeoordeling van bouwmetalen

Gezien de variatie van biobeschikbaarheid in het milieu is een generieke correctie op risicogrenzen niet geschikt. In de tweede lijn, dus alvorens in de praktijk, op lokaal niveau, maatregelen te treffen is het echter wenselijk de best beschikbare correctie voor de specifieke omstandigheden te gebruiken. Diverse instrumenten hiervoor zijn in ontwikkeling. Dit rapport zal, behoudens een verouderingsfactor voor grond, geen toetsing uitvoeren met biobeschikbaarheidsfactoren (zie paragraaf 2.5.2 voor koper, paragraaf 2.6.2 voor lood en paragraaf 2.4.2 voor zink).

In de huidige risicobeoordeling van de bodem- en waterkwaliteit wordt gebruikgemaakt van totaalgehalten van verontreinigingen. Gemeten totaalgehalten worden vergeleken met een vastgestelde norm, die eveneens is uitgedrukt in een totaalgehalte van een stof. Dit wordt de eerstelijnsrisicobeoordeling genoemd. Indien na vergelijking blijkt dat de totaalgehalten de vastgestelde norm overschrijden kan besloten worden om een vervolgonderzoek uit te voeren. Dit vervolgonderzoek wordt de tweedelijnsrisicobeoordeling genoemd. Dit tweede onderzoek kan zowel chemisch als biologisch van aard zijn.

Bij de huidige manier van risicobeoordeling kan er sprake zijn van normoverschrijding terwijl het ecosysteem niet lijkt aangetast. Dit kan resulteren in het opleggen van maatregelen die niet resulteren in een verbeterd ecosysteem. Het kernprobleem daarbij is dat de aanwezigheid van een stof niet per definitie betekent dat er ook sprake is van een daadwerkelijk risico, dan wel van een daadwerkelijk waarneembaar effect op het ecosysteem of delen daarvan. Dit komt omdat de reactiviteit van de stof afhankelijk is van de fysisch-chemische eigenschappen van de bodem- of watermatrix in combinatie met specifieke eigenschappen van de organismen³ in het ecosysteem. In andere woorden: afhankelijk van de samenstelling van de matrix ondervinden organismen slechts last van een deel van de aanwezige contaminanten. De biologisch beschikbare fractie van in het milieu aanwezige stoffen is variabel. Voor een verbeterde weergave van de aanwezige risico's zou deze variabiliteit moeten worden meegenomen in een risicobeoordelingssysteem.

Biobeschikbaarheid is echter niet eenvoudig implementeerbaar in het huidige bodem- en waterbeleid. Hiervoor zijn verschillende redenen aan te voeren:

1. Biobeschikbaarheid is voor ieder bodem- en watertype, organisme en iedere stof anders.
2. Door maatregelen gericht op verbetering van de waterkwaliteit kan onbedoeld de biobeschikbaarheid van metalen toenemen. Een voorbeeld hiervan zijn maatregelen gericht op het terugdringen van de eutrofiëring. Als nitraat en fosfaat in het water afnemen, neemt ook het DOC-gehalte af. Ten gevolge daarvan neemt de biobeschikbaarheid van metalen toe.
3. Milieuomstandigheden kunnen variëren in de tijd (seizoensinvloeden).
4. Water is een dynamisch compartiment. Water stroomt; beken stromen uiteindelijk naar grote rivieren en naar de zee. Grondwater maakt eveneens onderdeel uit van de waterkringloop en voedt het oppervlaktewater. Gedurende de route kan de biobeschikbaarheid van stoffen in het water dus veranderen (Griffioen en Van Wirdum, 2007).

³ Met organismen worden in dit verband ook planten bedoeld.

2.3.1 Biobeschikbaarheid van zware metalen in water

2.3.1.1 Inleiding

De biologische beschikbaarheid van koper, lood en zink wordt vooral bepaald door de pH en de DOC-concentratie van het oppervlaktewater, de aan de pH gerelateerde alkaliniteit en de waterhardheid. Van secundair belang zijn de watertemperatuur en de concentraties aan chloride, sulfaat en natrium.

Het effect van contaminanten wordt bepaald door de hoeveelheid die door organismen wordt opgenomen. De belangrijkste opnameroutes zijn het eten van voedsel, het eten van grond of sediment, en opname via (porie)water. In de praktijk blijkt voor het merendeel van de water- en bodemorganismen dat opname van contaminanten voornamelijk plaatsvindt via de (porie)waterfase. Bovendien blijkt het in de praktijk vaak zo te zijn dat ook indien opname voornamelijk geschiedt via het voedsel en/of het eten van grond of sediment, het mogelijk is om de opname te kwantificeren op basis van het gehalte in het (porie)water. Dit betekent dat enkel de fractie van de stof die in opgeloste vorm aanwezig is in het (porie)water, verantwoordelijk is voor het optreden van ongewenste effecten.

De interactie van organismen met metalen die in water zijn opgelost geschiedt via specifieke opnamekanalen aan de buitenkant van het organisme. In het geval van vissen geldt bijvoorbeeld dat de meeste metalen worden opgenomen nadat ze zich als vrij metaalion aan de kieuw hebben gebonden. Essentieel is dat de meeste organismen alleen maar het vrije metaalion kunnen opnemen.

Metalen zijn in water echter in velerlei vormen (zogenaamde 'species') aanwezig. Zo kan een deel gecomplexed zijn met het aanwezige DOC, een ander deel zal gebonden zijn aan in het water aanwezige anionen zoals chloride of sulfaat, en een ander deel zal bijvoorbeeld verbonden zijn aan in het water aanwezige hydroxide- of carbonaationen. De hoeveelheid van het metaal dat gebonden is aan andere 'liganden' (zoals DOC, chloride, sulfaat, et cetera) wordt in de eerste plaats bepaald door de thermodynamische bindingsconstante (stabiliteitsconstante) van het metaal met deze liganden. Daarnaast is de concentratie van de liganden van belang. De activiteit van de complexerende liganden wordt bepaald door milieuvariabelen zoals hardheid, temperatuur en pH. Het geheel van het totaal in het water aanwezige metaal, de bindingssterkte van de metalen aan complexerende liganden, de gehalten aan bindende liganden en de milieuvariabelen die de activiteit van de bindende liganden bepalen, levert een bepaalde activiteit van het vrije metaalion in het water op.

Zo is koper bijvoorbeeld een metaal dat heel sterk bindt aan opgelost organisch materiaal. Daarom zal koper in de Rijn (DOC = 4 mg/l) veel meer gebonden zijn aan het DOC dan in de Springendalse Beek (DOC = circa 2 mg/l). Bij dezelfde totaalhoeveelheid koper in het water zal alleen al door het verschil in DOC de activiteit van het vrije koper ion in de Rijn lager zijn dan de activiteit van het vrije koper ion in de Springendalse Beek.

Naarmate de activiteit van het vrije metaalion groter is, zal er ook meer door het organisme worden opgenomen. Echter, andere kationen zoals H^+ , Ca^{2+} , Na^+ en K^+ kunnen de competitie met het zware metaalion aangaan voor binding aan de bindingsplaatsen aan de buitenkant van het organisme. Naarmate er meer van deze 'competerende' ionen zijn, zal er minder zwaar metaal binden, zodat er ook minder metaal door het organisme zal worden opgenomen. Nu wordt ervan

uitgegaan dat de hoeveelheid metaal die bindt aan de buitenkant van een organisme, recht evenredig is met het toxische effect dat het organisme ondervindt van dit zware metaal. Dit betekent dus op zijn beurt dat het organisme minder toxische effecten van een zwaar metaal ondervindt naarmate er bijvoorbeeld meer Ca- en Mg-ionen in het water aanwezig zijn. Over het algemeen geldt dat individuele metalen minder toxisch zullen zijn naarmate de hardheid van het water toeneemt. Toenemende hardheid betekent immers dat er meer concurrerende ionen zoals Ca en Mg in het water aanwezig zijn. Het effect van alle bovengenoemde factoren op de toxiciteit van een specifiek waterorganisme kan gekwantificeerd worden in de vorm van een zogenaamd 'Biotisch Ligand Model' (BLM).

2.3.1.2 Biotic Ligand Model (BLM)

In De Schamphelaere et al. (2002) wordt aangenomen dat de BLM's als volgt gedefinieerd kunnen worden (hierbij is zink als voorbeeldmetaal gebruikt):

$$ECx_{Zn^{2+}} = \frac{f_{ZnBL}^{x\%}}{(1 - f_{ZnBL}^{x\%}) \cdot K_{ZnBL}} \cdot \{1 + K_{CaBL} \cdot (Ca^{2+}) + K_{MgBL} \cdot (Mg^{2+}) + K_{NaBL} \cdot (Na^+) + K_{HBL} \cdot (H^+)\} \quad [4]$$

waarin:

$ECx_{Zn^{2+}}$	de zinkconcentratie, uitgedrukt als vrije zinkactiviteit, waarbij x% effect optreedt.
$f_{ZnBL}^{x\%}$	de fractie bindingsplaatsen welke zijn bezet met zink als er x% effect optreedt.
K_{ZnBL}	de stabiliteitsconstante van zink gebonden aan het biotische ligand (BL).
$K_{CaBL}, K_{MgBL}, K_{NaBL}, K_{HBL}$	de stabiliteitsconstanten van concurrerende kationen aan bindingsplaatsen op het biotische ligand.
$(Ca^{2+}), (Mg^{2+}), (Na^+), (H^+)$	de chemische activiteit van concurrerende kationen in het testmedium.

Naast zink zijn er ook voor andere metalen BLM's ontwikkeld. Zo heeft het 'European Copper Institute' BLM's ontwikkeld voor de acute en chronische toxiciteit van koper voor verschillende organismen. Deze BLM's zijn in staat om de biobeschikbaarheid en de toxiciteit van koper in aquatische organismen te beschrijven. Verder bestaan er nog BLM's voor de metalen nikkel en zilver.

2.3.1.3 Onzekerheden BLM's

BLM's zijn recent ontwikkeld voor een beperkt aantal organismen. Op dit moment is nog onduidelijk in hoeverre de BLM's algemeen toepasbaar zijn op groepen van organismen waarvoor nog geen BLM is ontwikkeld en waarvoor in sommige gevallen slechts weinig toxiciteitsgegevens voorhanden zijn. Het onderliggende probleem is enerzijds gebrek aan kennis over de processen waarlangs toxiciteit van zware metalen wordt geïnduceerd, anderzijds is er nog geen eensgezindheid binnen de risicobeoordelaars over de wijze waarop de onzekerheden die gepaard gaan met de toepassing van BLM's gekwantificeerd moeten worden. Deze onzekerheden komen voort uit het feit dat er op dit moment voor hooguit de soorten plant, vis, alg en Daphnia en voor de metalen zink, koper, nikkel en zilver BLM's zijn beschreven. Extrapolatie van BLM's naar andere beesten en planten en de kwantificering van de onzekerheden die hierbij een rol spelen zijn op dit moment dan ook de belangrijkste discussiepunten in het aquatische milieu (Peijnenburg et al., 2007).

2.3.2 Biobeschikbaarheid van zware metalen in de bodem

Het is logisch om te veronderstellen dat de processen die leiden tot effecten van metalen op organismen in oppervlaktewater, in principe gelijk zijn aan de processen voor bodemorganismen. Het gedrag en de effecten van metalen zijn echter complexer in de bodem dan in het aquatische milieu. Vooral de sorptie van metalen in bodems is complexer dan in water.

Hoewel de BLM-principes dus ook gelden voor metalen in bodem, is het op dit moment nog niet mogelijk om daadwerkelijke effecten van metalen in de bodem te kwantificeren met behulp van BLM's of met direct daaraan gerelateerde modellen. In plaats daarvan zou gewerkt kunnen worden met bodemextracties waarbij geëxtraheerde gehalten van metalen in bodem worden gerelateerd aan geëxtraheerde metaalgehalten in toxiciteitstoetsen met bodemorganismen die leiden tot toxiciteit. Hierbij dient voor zover mogelijk rekening te worden gehouden met de invloed van bodemeigenschappen op zowel de geëxtraheerde metaalgehalten alsook op de toxiciteit. Dit alles vraagt echter nog de nodige onderzoekstijd (Peijnenburg & Brand 2007).

2.3.3 Implementatie biobeschikbaarheid in Europese risicobeoordelingen

Ook vanuit Europa wordt er aan biobeschikbaarheid gewerkt. Zo is er (onder andere) voor zink een Europese risicobeoordeling (EU-RAR) geschreven (Europese Commissie, 2008b). Voor koper en lood worden vrijwillige risicobeoordelingen geschreven vanuit de koper- en loodindustrie (Van Sprang et al., 2007). In de EU-RAR's wordt, indien mogelijk, rekening gehouden met biobeschikbaarheid. De risicogrenzen die uit deze beoordelingen voortvloeien dienen op termijn geïmplementeerd te worden in de nationale risicogrenzen, eventueel rekening houdend met gebiedseigen milieukennissen (tweedelijnsbeoordeling).

De volgende paragrafen geven een overzicht van de implementatie van biobeschikbaarheid voor de verschillende metalen zoals beschreven in de individuele EU-RAR's. In de paragrafen worden enkel de uiteindelijk bepaalde biobeschikbaarheidsfactoren kort samengevat. Voor een volledige beschrijving van de afleiding wordt verwezen naar de EU-RAR van het desbetreffende metaal.

Biobeschikbaarheidsfactoren worden in de verschillende RAR's niet altijd op gelijke wijze afgeleid en toegepast. Meestal wordt de factor gebruikt om er de toxiciteitsgrens mee te vermenigvuldigen, maar soms juist om er de toxiciteitsgrens door te delen. Om verwarring te voorkomen worden de biobeschikbaarheidsfactoren in deze rapportage uitgedrukt als factoren om de toxiciteitsgrens mee te vermenigvuldigen. Voor zover dat in de RAR's anders is gebeurd, zijn de biobeschikbaarheidsfactoren voor deze rapportage zodanig omgerekend dat ze kunnen worden gebruikt als vermenigvuldigingsfactor op de toxiciteitsgrens.

2.4 Biobeschikbaarheid van zink

Tekstbox 2.2 Toepassing biobeschikbaarheid van zink voor risicobeoordeling bouwmetalen

In de risicobeoordeling van zink uit bouwmetalen wordt gebruikgemaakt van:

BLM-water → niet

BioF-bodem → niet

Verouderingsfactor in de bodem = 3

Voor zink is een EU-RAR opgesteld, waarin een voorstel wordt gedaan voor zowel aquatische als terrestrische risicowaarden, zogenoemde PEC- en PNEC-waarden (Predicted Environmental Concentration respectievelijk Predicted No Effect Concentration). Deze waarden worden gebruikt bij de toetsing van oppervlaktewaterconcentraties in dit rapport. De PNEC's worden vastgesteld op basis van de toxiciteit van toegevoegde concentraties contaminant (PEC_{added} en $PNEC_{added}$). Indien $PEC_{added}/PNEC_{added} > 1$ kan er sprake zijn van een risico en is het interessant om een biobeschikbaarheidscorrectie toe te passen. Indien $PEC_{added}/PNEC_{added} \leq 1$ is er geen risico te verwachten en is er geen reden voor correctie.

Om in het aquatische compartiment voor biobeschikbaarheid te corrigeren zijn BLM's ontwikkeld door De Schamphelaere et al. (2003) en Heijerick et al. (2003), zie paragraaf 2.4.1.

Voor het terrestrische compartiment kan gebruikgemaakt worden van een verouderingsfactor (ook wel *lab-to-field*- of *leaching/ageing*-factor genoemd) en van bodemspecifieke biobeschikbaarheidsfactoren (BioF), zie paragraaf 2.4.2.

2.4.1 Aquatisch

De BLM voor zink is voor drie soorten organismen beschikbaar, waarvan twee tot de meest gevoelige soorten worden gerekend, namelijk:

- | | |
|---|-------------|
| • vis (<i>O. Mykiss</i>) | Tabel B14.1 |
| • ongewervelde organismen (<i>Daphnia Magna</i>), | Tabel B14.2 |
| • algen (<i>P. subcapitata</i>) | Tabel B14.3 |

De uiteindelijke biobeschikbaarheidsfactoren zijn locatieafhankelijk. In de EU-RAR worden enkele biobeschikbaarheidsfactoren voor Nederlandse watertypen beschreven. Deze zijn omgerekend naar vermenigvuldigingsfactoren voor de toxiciteitsgrens. De originele tabel, inclusief de bijbehorende chemische eigenschappen van de betreffende wateren, is opgenomen in bijlage 14, Tabel B14.5. De biobeschikbaarheidsfactoren zijn samengevat in Tabel 2.3.

In Tabel 2.3 is te zien dat er verschillende biobeschikbaarheidsfactoren zijn voor vissen en algen. Daarnaast is er variatie in biobeschikbaarheid ten gevolge van de chemische situatie van het water. Hiervoor zijn in de tabel gemiddelde en *worst-case*-biobeschikbaarheidsfactoren aangegeven.

Tabel 2.3 Enkele biobeschikbaarheidsfactoren voor Nederlandse oppervlakte wateren (EC, 2008b) en de gevolgen daarvan voor de MTT. De generieke MTT is hier aangepast met de *worst-case*-biobeschikbaarheidsfactor voor algen.

	Generieke MTT opgelost µg/L	Biobeschikbaarheidsfactor				Aangepaste MTT opgelost µg/L (worst case)
		Algen		Vissen		
		Worst case	Gemiddeld	Worst case	Gemiddeld	
grote meren	6.6	2,0	3,3	2,5	10	13
kleine meren		1,7	3,3	1,2	3,3	11
beekje		3,3	5,0	1,7	5,0	22
greppel		5,0	10	1,7	5,0	33
zandige bron		1,4	1,7	1,0	1,0	9,2
Rijn		1,1	1,3	1,0	2,5	7,3
Maas		1.1	1.4		1.0	7.3

Om te bepalen welke biobeschikbaarheidsfactor gebruikt kan worden om er bijvoorbeeld de generieke MTT mee te vermenigvuldigen, is het noodzakelijk om inzicht te krijgen in de gegevens die ten grondslag hebben gelegen aan de MTT-waarde. Veelal zijn dat experimentele gegevens uitgevoerd met algen (dat is in dit specifieke geval van de zink-MTT nog niet gecontroleerd). De biobeschikbaarheidsfactoren zijn dan, afhankelijk van het type oppervlaktewater, minimaal 1,1-5. Dit impliceert dat de generieke MTT_{opgelost} van 6,6 µg/L afhankelijk van de omstandigheden verhoogd zou kunnen worden tot maximaal $5 \times 6,6 = 33$ µg/L. De gegevens in Tabel 2.3 geven een indruk van de manier waarop biobeschikbaarheidsfactoren werken en de ordegrrootte van het effect van biobeschikbaarheid.

2.4.2 Terrestrisch

De EU-RAR voor zink houdt naast de biobeschikbaarheid in het aquatische compartiment ook rekening met de biobeschikbaarheid in het terrestrische compartiment. Het betreft twee soorten correctiefactoren. De eerste corrigeert voor de verschillen tussen veldtesten en testen in het laboratorium (lab-naar-veld factor R_{L-F}). In deze studie gebruiken we de term verouderingsfactor en refereren daarmee naar de lab-naar-veld factor. De tweede correctiefactor corrigeert voor bodemtypeafhankelijke factoren.

De correctie van de bodemconcentratie gebeurt op getrapte wijze. Hiertoe is besloten omdat correctie voor bodemtypeafhankelijke factoren een intensief proces is. In eerste instantie wordt een lab-naar-veldcorrectie toegepast. De lab-naar-veldfactoren welke beschreven zijn in de EU-RAR zijn weergegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.4 De lab-naar-veldfactor in het terrestrische compartiment voor zink (EU-RAR zink).

Betreffende locatie	R_{L-F}
Ageing op locatie gedurende 1 jaar of langer	3
Ageing op locatie gedurende minder dan 1 of een plotselinge toename van de zinkconcentratie (bijvoorbeeld door smelten van sneeuw)	2

Indien na toepassing van de lab-naar-veldfactor nog steeds sprake is van een risico, kan een bodemspecifieke BioF-factor worden toegepast. Voor zink zijn experimentele BioF-factoren

bepaald in verschillende grondsoorten (zie Tabel 2.5). Hiervan zijn in de Zink-RAR de laagste waarden geselecteerd.

De BioF-factor varieert van 0,77 tot 1,5, wat impliceert dat de gecorrigeerde risicogrenzen zowel hoger (soepeler, als $\text{BioF} > 1$) als lager (strenger, als $\text{BioF} < 1$) uit kunnen vallen.

Tabel 2.5: De biobeschikbaarheidsfactoren ($\text{BioF}_{\text{soil}}$) voor acht bodemtypen die gebruikt zijn in de EU-RAR voor zink, gebaseerd op de datasets van microbiologische processen of planten en ongewervelde organismen. De vetgedrukte waarden staan voor een conservatieve benadering (EU-RAR zink).

Scenario	pH (water)	CEC voor bodem (cmol_e/kg)	Totaal zink bodem (mg/kg)	Microbiologische processen		planten / ongewervelde organismen	
				HC5 mg/kg	$\text{BioF}_{\text{soil}}$	HC5 mg/kg	$\text{BioF}_{\text{soil}}$
Generieke HC ₅				26		49	
Veehouderij, zandige grond (intensief)	5,83	10,97	28	27,0	1,1	59,8	1.2
Veehouderij, zandige grond (intensief)	5,94	6,98	32	27,7	1,1	47,9	1.0
Veehouderij, zandige grond	5,9	7,7	31	27,5	1,1	50,3	1.0
Bos, zandige grond	3,7	5,03	10,1	22,3	0,86	37,8	0,77
Agrarische grond, zandige grond	5,96	16,53	31	27,5	1,1	73,1	1.5
Veehouderij, veengronden	5,93	33,04	124	35,8	1,4	100,1	2.0
Veehouderij marine kleigronden	8,09	14,42	68	32,0	1,2	87,0	1.8
Veehouderij rivier kleigronden	6,59	28,88	172	38,1	1,5	96,3	2.0

2.5 Biobeschikbaarheid van koper

Tekstbox 2.3 Toepassing biobeschikbaarheid van koper voor risicoboordeling bouwmetalen

Voor de risicoboordeling koper uit van bouwmetalen wordt gebruikgemaakt van:

- BLM-water → niet
- BioF-bodem → niet
- Verouderingsfactor in de bodem = 2

Voor koper is een V-RAR (Voluntary Risk Assessment Report) opgesteld, die is goedgekeurd door de Technische Commissie Nieuwe en Bestaande Stoffen (TC-NES) van de EU (EC, 2008c). In de RAR wordt een voorstel gedaan voor zowel aquatische als terrestrische $\text{PEC}_{\text{added}}$ - en $\text{PNEC}_{\text{added}}$ -waarden. Voor een biobeschikbaarheidscorrectie in het aquatische compartiment zijn BLM's beschikbaar. Voor de correctie in het terrestrische compartiment wordt gebruikgemaakt van een verouderingsfactor factor (in de koper RAR wordt gesproken van een *leaching-ageing*-factor (L/A)).

2.5.1 Aquatisch

Er zijn BLM's voor dezelfde drie type organismen (alg, vis en Daphnia) als voor zink. De procedure voor de implementatie van biobeschikbaarheid van koper is voor een groot deel

gebaseerd op hetzelfde principe als de implementatie voor zink. Een verschil tussen de BLM's voor zink en koper zit echter in de toepasbaarheid van de BLM's. Voor zink wordt de biobeschikbaarheid per locatie gebaseerd op de *worst-case*- BLM (zie Tabel 2.3). Bij koper wordt echter gebruikgemaakt van verschillende BLM-correcties voor verschillende soorten organismen. Oftewel, de BLM vis wordt gebruikt voor alle vissoorten op de locatie; de BLM alg wordt gebruikt voor alle soorten vegetatie op de locatie en de BLM Daphnia wordt gebruikt voor alle ongewervelde organismen op de locatie.

De BLM-constanten voor koper zijn samengevat in Bijlage 15.

- vis (*O. Mykiss*) Tabel B15.1
- ongewervelde organismen (*Daphnia Magna*), Tabel B15.2
- algen (*P. subcapitata*) Tabel B15.3

De uiteindelijke afgeleide en gebruikte BioF-factoren zijn in de V-RAR voor koper niet opgenomen omdat deze sterk afhankelijk zijn van het type oppervlaktewater.

Peijnenburg et al. (2007) hebben vooruitlopend op de Europese risicobeoordelingen generieke correctiefactoren voor koper in Nederlandse wateren afgeleid. Hiervoor is gebruikgemaakt van de methode zoals deze in de EU-RAR voor koper is beschreven. De landelijke generieke HC5 (gelijk aan PNEC_{added}) voor Nederlandse oppervlaktewateren is berekend op ongeveer 7,3 µg/l (met een 50% betrouwbaarheidsinterval van 6,1-7,9 µg/l).

Voor zes verschillende watertypen zijn eveneens HC5-waarden bepaald. Met behulp van de landelijke generieke HC5 en de HC5-waarden voor de verschillende watertypen kunnen vervolgens BioF-factoren voor de verschillende watertypen worden bepaald. In Bijlage 15 worden de verschillende watertypen en de bijbehorende chemische eigenschappen beschreven. In Tabel 2.6 zijn de berekende HC5-waarden voor de verschillende oppervlaktewateren en de bijbehorende BioF-factoren beschreven.

Tabel 2.6 Biobeschikbaarheidsfactoren voor verschillende watertypen en mediaan en standaarddeviatie van de berekende HC5-waarde voor koper (Peijnenburg et al., 2007).

	Watertype	Generieke HC5	Generieke BioF factor	Aangepaste HC5 ± standaarddeviatie [µg/l]
I	grote rivieren	7,3	1,33	9,7 ± 2,9
II	kanalen, grote en kleine meren		4,63	33,8 ± 17,9
III	kleine rivieren en beken		10,04	73,3 ± 18,9
IV	polders en slootjes		8,21	59,9 ± 34,5
V	sprengen		0,97	7,1 ± 3,1
VI	zure vennetjes		1,21	8,8 ± 17,0

2.5.2 Terrestrisch

De RAR voor koper bevat eveneens een procedure voor biobeschikbaarheidscorrectie voor terrestrische compartimenten. De correctie voor biobeschikbaarheid gaat uit van een verouderingsfactor (in de RAR *leaching/ageing*-factor (L/A) genoemd).

In de RAR voor koper wordt gebruikgemaakt van een algemene verouderingsfactor van 2 voor alle grondsoorten.

Met behulp van regressiemodellen voor verschillende soorten organismen kan de $NOEC_{added}$ (No Observed Effect Concentration) genormaliseerd worden voor abiotische factoren zoals de CEC (Cation Exchange Capacity), het gehalte ijzeroxide of het gehalte mangaanoxide. De correctie vindt plaats met formule 2:

$$NOEC_{referentie} = NOEC_{test} \left[\frac{abiotischefactor_{referentie}}{abiotischefactor_{test}} \right]^{helling} \quad (2)$$

Voor verschillende organismen zijn hiervoor de richtingscoëfficiënten a bepaald. Gegevens voor een locatiespecifieke correctie zijn gegeven in Bijlage 15, Tabel B15.4. In dit rapport wordt niet getoetst aan $NOEC$'s en de formule wordt niet toegepast voor de risicobeoordeling in deze rapportage.

2.6 Biobeschikbaarheid van lood

Tekstbox 2.4 Toepassing biobeschikbaarheid van lood voor risicobeoordeling bouwmetalen

Voor de risicobeoordeling zink uit bouwmetalen wordt gebruikgemaakt van:

BLM-water → niet

BioF-bodem → niet

Verouderingsfactor in de bodem = 4,2

2.6.1 Aquatisch

Ook voor lood is een RAR in ontwikkeling. Deze wordt opgesteld door de 'Lead Development Association International' (Van Sprang et al. 2007). In tegenstelling tot koper en zink is er echter bij het bepalen van de risicowaarden voor lood geen biobeschikbaarheid meegenomen. Uit een literatuuronderzoek (beschreven in de RAR) is gebleken, dat er geen goede basis is om een voor biobeschikbaarheid gecorrigeerde PNEC-waarde af te leiden. Uit het onderzoek blijkt wel dat de chronische toxiciteit van lood afneemt als de hardheid van het water, het organische stofgehalte en de alkaliniteit toenemen. Over de invloed van de pH op de toxiciteit van lood bestaat nog twijfel, in verband met tegenstrijdige resultaten voor de organismen *C. dubia* (ongewervelde) en *P. promelas* (vis). In de RAR wordt geconcludeerd dat de effecten van lood en de bijbehorende abiotische factoren op aquatische organismen nader onderzocht dienen te worden voordat deze toegepast kunnen worden.

2.6.2 Terrestrisch

Ook voor het terrestrische compartiment is in de RAR voor lood een risicowaarde bepaald. Maar hier wordt geen correctie voor bodemtype afhankelijke factoren geïmplementeerd. Er is geen correlatie gevonden tussen de $NOEC$ -waarden en de bodemspecifieke parameters. Daarnaast zijn er momenteel geen modellen beschikbaar die de invloed van abiotische factoren op de toxiciteit van lood kunnen beschrijven.

Bij het afleiden van de PNEC-waarde voor lood is wel rekening gehouden met het verschil tussen metingen die zijn verricht in het veld en in het laboratorium. Ofwel, er wordt een verouderingscorrectie toegepast.

De in de RAR voorgestelde verouderingsfactor is 4,2. Met behulp van statistische extrapolatie wordt uit de $NOEC_{tot-RL_F}$ vervolgens de $PNEC_{RL_F}$ bepaald. Er zijn geen verdere correctiefactoren voor lood in de RAR benoemd. De HC5 kan worden vermenigvuldigd met de biobeschikbaarheidsfactor.

3 Beschrijving scenario's en rekenmodellen

In dit hoofdstuk wordt in tekstboxen aangegeven welke getalswaarden voor de risicobeoordeling worden gebruikt.

3.1 Relevante toepassingen

3.1.1 Zink

Zink wordt op grote schaal toegepast voor vangrails, dakgoten en gevelbeplating en dakbedekking. In Tabel 3.1 is een samenvatting gegeven van data uit *Emissieschattingen diffuse bronnen* van RIZA&TNO uit 2007 betreffende de hoeveelheid zink in verschillende toepassingen (Van den Roovaart et al., 2007a). De belangrijkste toepassingen (qua oppervlakte) zijn zinken daken en goten in woningen en in de utiliteitsbouw, in constructies, skeletten, loodsen en gevels en in vangrails. Voor deze toepassingen zal in dit rapport worden doorgerekend welke concentraties in het milieu te verwachten zijn en bij welke emissiewaarden het milieu voldoende wordt beschermd.

Tabel 3.1 Inschatting van totaal blootgesteld oppervlak zink in Nederland (km²) Van denRoovaart et al. (2007a). Met een pijl is aangegeven welke toepassingen er in dit rapport worden beschouwd.

Onderdeel	1995	2005
<u>Bladzink</u>		
→ zinken daken/dakgoten woningen	15,2	16,2
zinken daken utiliteitsbouw	10,1	10,8
<u>Gegalvaniseerd staal</u>		
verzinkt staal in tuinbouwkassen	1,6	2,0
verzinkt staal van bouten en moeren	1,1	1,4
→ verzinkt staal in constructies, skeletten, loodsen en gevels, e,d,	6,4	9,5
verzinkt staal in overige toepassingen, hekwerken e,d,	4,4	5,5
verzinkt staal in straatmeubilair	0,1	0,1
verzinkt staal in transport, trailers en aanhangers	0,7	0,9
→ verzinkt stalen vangrails in de wegenbouw	8,6	10,6
verzinkt staal in hoogspanningsmasten 1)	0,0	0,0

Er waren in Nederland in 2006 3,5 miljoen rijtjeswoningen, 1 miljoen vrijstaande woningen en 2,5 miljoen zogenaamde meergezinswoningen waaronder flats, appartementen en boven-benedenwoningen (VROM, 2007c).

Volgens informatie van de branche (Van Tilborg, pers. comm.) wordt 80% van de nieuwe rijtjeswoningen uitgevoerd met zinken goten. In ongeveer 20 projecten van dit type worden woningen uitgevoerd met zinken daken. In oudere stadswoningen (van voor 1910) komen zinken daken, dakkapellen en balkons voor. Ook bij renovatie worden vaak opnieuw dezelfde materialen toegepast. Zinken gevels komen bij rijtjeswoningen nauwelijks voor; gemiddeld zijn er 2 projecten per jaar waar woningen met zinken gevels worden uitgerust.

De vrijstaande woningen worden voor 90% uitgerust met zinken goten.

Er zijn circa 225 nieuwe projecten per jaar met zinken daken, 75 projecten met zinken gevels en 150 projecten met zinken daken en gevels.

Over het gebruik van bouwmetalen in de meergezinswoningen zijn geen schattingen beschikbaar.

In de 0,8 miljoen bedrijfsgebouwen worden zelden goten gebruikt. Deze gebouwen zijn meestal voorzien van een plat dak. Er zijn ongeveer 200 gebouwen per jaar die worden uitgevoerd met een zinken dak en/of gevel. Het oppervlak zink dat wordt toegepast varieert veelal van 300 tot 5000 m² met sporadische uitschieters tot 10000 m².

3.1.2 Koper

Koper wordt buiten toegepast als duurdere gevelbeplating, in dakgoten en in waterleidingen. Minder gangbare toepassingen zoals bij het NEMO-gebouw in Figuur 3.1 worden in deze studie buiten beschouwing gelaten, omdat het hier gaat om het definiëren van representatieve, veel voorkomende toepassingen. Aanbevolen wordt om voor deze minder gangbare toepassingen een locatiespecifieke risicobeoordeling uit te voeren.



Figuur 3.1 Het Nemo-gebouw in Amsterdam, uitgevoerd met koperen gevels

In rijtjeswoningen worden in het algemeen geen koperen dakbedekking, gevelbeplating en goten toegepast. Volgens informatie van de branche wordt 1% van de nieuwe, vrijstaande huizen uitgevoerd met koperen goten (circa 20 m per woning) en 20 projecten per jaar worden uitgevoerd met koperen daken en/of gevels (100-500 m² per woning). Over zogenaamde meergezinswoningen zijn geen gegevens verzameld.

In de utiliteitsbouw worden circa 15 projecten per jaar uitgevoerd met koperen daken en/of gevels, met oppervlakken van 300-4000 m² (uitschieters tot 10000 m²). Voor utiliteitsgebouwen zal geen apart rekenscenario worden ontwikkeld.

3.1.3 Lood

Tekstbox 3.1 Hoeveelheid lood per woning

Gemiddelde hoeveelheid lood per woning is 1,65m²

Vóór 1995 vormde het wegverkeer de belangrijkste emissiebron voor lood. Introductie van loodvrije benzine heeft deze bron aanzienlijk gereduceerd. Uit Figuur 1.1 blijkt dat bouwmetalen voor circa 23% bijdragen aan de emissies van lood.

Lood wordt in de bouw nog toegepast in de vorm van loodslabben rondom dakramen, dakkapellen, schoorstenen en uitbouwen. Lood wordt niet gebruikt als goot of als dak of gevelbekleding. Lood wordt wel gebruikt bij de aansluiting van een dak op een verticale muur, bij de aansluiting van een dak op de schoorsteen, bij de aansluiting van een aanbouw op een verticale muur en als spouwlood (afleiding doorslaand water).

De totale hoeveelheid blootgesteld lood is geschat door RIZA en TNO in Tabel 3.2.

Tabel 3.2 Oppervlak aan loden stroken en slabben van woningen dat blootgesteld wordt aan regen (Van den Roovaart et al., 2007b).

Jaartal	Woningentotaal	Blootgesteld Oppervlak (km²)
1985	5289000	5,67
1990	5892000	6,32
1995	6276000	6,76
2000	6651000	7,12
2005	6912000	7,41

Met een gemiddeld aantal woningen van 6.912.000 zal de gemiddelde hoeveelheid lood per woning 1,07m² bedragen. Echter, in de CBS-tellingen zijn flatgebouwen meegeteld, maar deze bevatten geen lood. Gaan we alleen uit van rijtjeswoningen en vrijstaande woningen, dan is het gemiddelde: **1,65m² loodoppervlak / woning.**

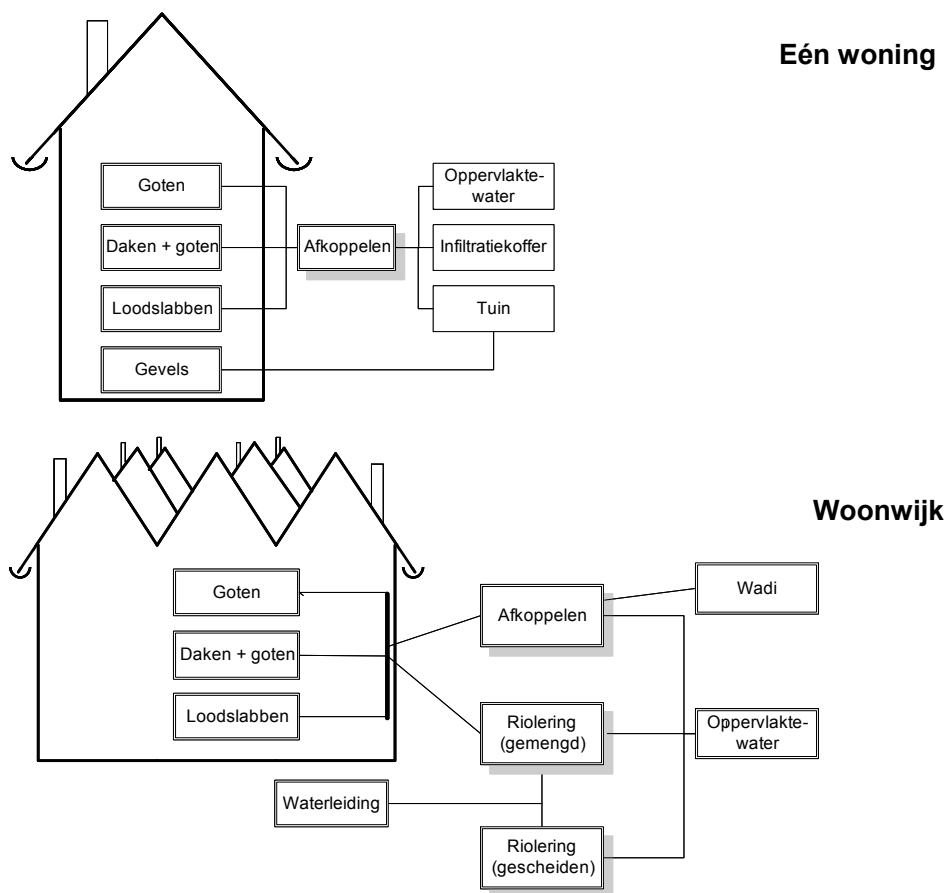
3.2 Kort overzicht van de scenario's

De berekening van afspoeling van bouwmetalen en verspreiding van koper, lood en zink in het milieu maakt gebruik van scenario's. Een scenario is in dit rapport een omschrijving, conceptueel en getalsmatig, van een situatie (bijvoorbeeld een woonwijk), waarvan de gevolgen (bijvoorbeeld oppervlaktewaterkwaliteit) worden uitgerekend. Er zijn scenario's voor individuele woningen en voor woonwijken. Voor vangrails is een apart scenario gemaakt. De scenario's voor woningen en woonwijken zijn geschematiseerd in Figuur 3.2.

De volgende scenario's met belasting voor oppervlaktewater worden doorgerekend:

1. afvoer huishoudelijk afvalwater naar gescheiden rioolstelsel en RWZI;
 - ongezuiverd (overstort);
 - gezuiverd;
2. afwatering huishoudelijk afvalwater goten, slabben en daken naar gemengd stelsel en RWZI;
 - ongezuiverd (overstort);
 - gezuiverd;
3. afwatering goten, slabben en daken direct naar het oppervlaktewater;
 - één woning;
 - een woonwijk.

De effecten worden berekend voor stagnant water (ook wel gebiedseigen water genoemd), sloten, kanalen en rivieren.



Figuur 3.2 Schematische weergave van situaties die in scenario's zijn verwerkt.

De volgende scenario's met belasting voor bodem en grondwater zijn doorgerekend:

1. standaardscenario bouwstoffen conform steenachtige bouwmaterialen uit Besluit Bodemkwaliteit
2. afwatering goten, slabben en daken naar bovengrondse infiltratievoorziening;
3. afwatering goten, slabben en daken naar ondergrondse infiltratievoorziening;
4. afwatering goten, slabben en daken naar de tuin;
5. afwatering van gevels naar de tuin;
6. afspoeling van vangrails naar de bodem.

De effecten worden berekend voor zand-, veen- en kleigronden.

Een scenario bestaat uit de volgende aspecten:

- oppervlak van materialen;
- neerslag;
- woningdichtheid;
- watergebruik huishoudens;
- dimensies van RWZI's;
- dimensies van oppervlaktewater en bodem;
- fysisch-chemische eigenschappen van de bodem.

De paragrafen in dit hoofdstuk bevatten een verantwoording en achtergrondinformatie over de scenario's. De getalswaarden die gebruikt worden in de berekening zijn in kaders geaccentueerd.

3.3 Algemene scenario kenmerken

3.3.1 Woningdichtheid

Tekstbox 3.2 Woningdichtheid in de scenari woonwijk

De milieubelasting van koper, lood en zink veroorzaakt door afspoeling van een woonwijk wordt gebaseerd op 2000 laagbouw woningen per km².

De belasting van bodem en oppervlaktewater door bouwmetalen in en aan woningen is afhankelijk van de woningdichtheid. In het kader van de Vijfde Nota over de Ruimtelijke Ordening is per woonmilieutype de dichtheid van het aantal huishoudens per hectare bebouwd oppervlakte in beeld gebracht. Deze varieert van 4600 huishoudens per km² in het centrum stedelijk woonmilieu tot 700 huishoudens per km² in het landelijk gebied (Bosten et al., 2003).

Tabel 3.3 Aantal huishoudens per hectare bebouwd oppervlakte naar woon-/werkgebieden (Bosten et al., 2003)

Woonmilieu		Dichtheid huishoudens (hh/ha)
Stedelijk centrum	woon/werk	46
Stedelijk buiten centrum	wonen	38
	woon/werk	31
	werk	13
Groen stedelijk	wonen	23
	woon/werk	20
	werk	3
Dorpscentrum	wonen	20
	woon/werk	17
	werk	14
Landelijk gebied	wonen	14
	woon/werk	13
	werk	7

Voor de risicobeoordeling wordt een standaard woonwijk gedefinieerd, bestaande uit rijtjeswoningen en (half) vrijstaande woningen. Deze woningtypes bevatten het grootste aandeel bouwmetalen. Voor de emissies van koper, lood en zink van bouwmetalen wordt de bijdrage van de meergezinswoningen (bijvoorbeeld. flats) buiten beschouwing gelaten. De keuze voor de woningdichtheid in de standaard nieuwbouwwijk is gebaseerd op de Vinex-norm van 30 woningen per ha; dit is 3000 woningen per km² (Langeweg, 2005). Dit sluit ook aan bij de dichtheden die zijn gerapporteerd door Bosten et al (2003).

Hoogbouw woningen worden niet in de beoordeling betrokken omdat ze, afgezien van bijzondere objecten, relatief geringe hoeveelheden koper, lood en zink bevatten. De hoeveelheid hoogbouw wordt geschat op 31% (zie Tabel 3.4) en wordt afgetrokken van de woningdichtheid van 3000 woningen per km². De milieubelasting van koper, lood en zink veroorzaakt door afspoeling van een woonwijk wordt gebaseerd op 2000 laagbouw woningen per km².

Tabel 3.4 Verdeling van woningen over verschillende types (VROM, 2007c)

	Aantal woningen	Percentage van totaal
Half- en vrijstaande woningen	1,5 miljoen	28
Rijteswoningen	3 miljoen	41
Meergezinswoningen (flats e.d.)	2,5	31
Totaal	7 miljoen	100%

3.3.2 Oppervlak bouwmetalen in woningen

Rijteswoning 55 m² bodemoppervlak, 11 m goot van 37 cm breed
Vrijstaande woning 100 m² bodemoppervlak, 20 m goot van 37 cm breed
Slabben 1,65 m²/woning

Tekstbox 3.3 Hoeveelheden bouwmetaal in woningen

Het dakoppervlak wordt middels een driehoeksberekening geschat. Hierbij worden dakhellingen van 7° en 45° als uitgangspunt genomen, aansluitend op gegevens van afspoelsnelheden uit Tabel 3.7. Aanname is dat het volledige dakoppervlak van zink of koper kan zijn. Deze wordt als apart scenario, naast een scenario met alleen goten gepresenteerd. Schattingen van blootgesteld oppervlak van vrijstaande woningen zijn in overleg met de bouwmetalenbranche vastgesteld en weergegeven in Tabel 3.5. Deze worden gebruikt om de hoeveelheid run-offwater en de daarin opgeloste concentraties koper, lood en zink te berekenen.

Uit de resultaten van de berekeningen is gebleken dat, gezien de afronding in de eindresultaten, het verschil tussen de dakhelling van 7° en 45° niet tot significante verschillen in de milieubelasting leidt. Het onderscheid wordt hier wel gepresenteerd, maar zal in de resultaten niet verder worden getoond. Naast daken van 7° en 45° zijn er nog andere oriëntaties mogelijk, bijvoorbeeld 60 graden of gebogen daken. Een sterkere dakhelling wordt deels gecompenseerd door een lagere afspoelsnelheid. Het presenteren van één uitkomst voor dak+goot volstaat voor de generieke risicobeoordeling in dit rapport.

Tabel 3.5 Gekozen standaardafmetingen van verschillende woningtypes en potentiële bouwmetalen

	Afmetingen	Hoeveelheid bouwmetaal	Regen invangend oppervlak	Debiet
	m	m ²	m ²	m ³ /jaar
1 rijtjeswoning	5,5 * 10		55	44
Goot	2*5,5*0,37	4,1		
Dak 45°		78		
Dak 45° + goot		82		
Dak 7°		55		
Slabben		1,65		
1 (half) vrijstaande woning	10*10		100	80
Goot		7,4		
Dak 45°		140		
Dak 45° + goot		147		
Dak 7°		100		
Gevel 90°		150		
Slabben		1,65		
Woonwijk (1 km²)			150.000	120.000
Goot		11.000		
Dak 45°		215.000		
Dak 45°+ goot		225.000		
Dak 7°		150.000		
Slabben		3.400		

3.3.3 Hoeveelheid neerslag en verdamping

Tekstbox 3.4 Neerslag, run-off en infiltratie

Neerslag	800 mm
Effectieve run-off verhard oppervlak	600 mm
Effectieve infiltratie begroeid oppervlak	300 mm

In de periode 1990-2005 viel er in Nederland gemiddeld per jaar 614-1240 mm/jaar neerslag (KNMI, 2006). Voor de risicobeoordeling wordt uitgegaan van een neerslag van 800 mm per jaar. Dit is een mediane waarde waarmee in het algemeen in Nederland wordt gerekend. Het verlies van water op verharde oppervlakken, zoals wegen en erven, wordt vastgesteld op 200 mm/jaar. Dat verlies wordt veroorzaakt door verdamping en enige infiltratie. De verdamping en opname van water door gewassen op onverharde, begroeide oppervlakken wordt vastgesteld op 300 mm/jaar.

3.3.4 Kwaliteit van regenwater

Tekstbox 3.5 Binding aan zwevend stof

Binding van metalen aan zwevend stof (als variant bij infiltratiekoffers)	
Cu	66%
Pb	90%
Zn	58%

Duidelijk is dat de afspoeling van dakmaterialen leidt tot een significante verhoging van de concentraties koper, lood en zink in het regenwater en dat concentraties hoger zijn dan de MTR-waarden. De getallen in Tabel 3.6 zijn afkomstig uit de STOWA-database (Boogaard en Lemmen, 2007) waarin run-offconcentraties van een groot aantal monsters zijn opgenomen. Voor de risicobeoordeling in dit rapport wordt niet gebruikgemaakt van de gemeten concentraties in Tabel 3.6. Ze dienen alleen als vergelijking met de berekende run-offconcentraties. De run-offconcentraties waarmee de scenarioberekeningen worden uitgevoerd, zijn afkomstig van de afspoelsnelheden zoals die zijn vastgesteld in de emissieregistratie die zijn vermeld in paragraaf 3.3.6.

Tabel 3.6 Overzicht van jaargemiddelde concentraties van koper, lood en zink in regenwater (gemiddelde over 1999 en 2000 bij 15 weerstations in Nederland) (Stolk, 2001a, 2001b) en concentraties in run-offwater van diverse woningen en schuren (STOWA regenwaterdatabase v 2.6).

	Concentratie in regenwater vóór afspoeling	Concentratie in regenwater na afspoeling van daken (µg/L)	
	µg/L	Mediaan	Maximum
Cu	2,06	23	150
Pb	3,00	77	1400
Zn	9,81	49	1488

Uit het STOWA-rapport over de kwaliteit van regenwater (Boogaard en Lemmen, 2007) blijkt dat de afgespoelde metalen voor een groot deel zijn gebonden aan zwevend stof. Dit zwevend stof bestaat voor een groot deel uit organisch materiaal, zoals bladafval. De organische matrix is onderhevig aan oxidatieprocessen waardoor het gebonden metaal kan vrijkomen. De percentages opgeloste metalen ten opzichte van het totaalgehalte in afstromend hemelwater zijn 34% Cu, 10% Pb en 42% Zn. Deze percentages zijn afgeleid van bemonstering op ten minste twee locaties. In infiltratiekoffers slaat het zwevend stof als slib neer. Voor het scenario van de infiltratiekoffers wordt inzichtelijk gemaakt hoeveel het uitmaakt als aangenomen wordt dat alle metalen gebonden blijven aan zwevend stof. In andere scenario's gaan we uit van het op termijn vrijkomen van de metalen uit het zwevend stof en wordt de binding aan zwevend stof dus niet meegenomen in de berekening.

In deze risicobeoordeling wordt de toegevoegde risicobenadering gevolgd. Dat wil zeggen dat de bijdrage van andere bronnen dan de bouwmetalen buiten beschouwing wordt gelaten. Concentraties koper, zink en lood die al in het regenwater voorkomen of die door afspoeling van wegen meekomen, worden niet in de berekeningen meegenomen.

3.3.5 Kwaliteit leidingwater

Tekstbox 3.6 Kwaliteit van leidingwater

Concentratie in schoon leidingwater (µg/L)	
Cu	47,9
Pb	0,5
Zn	16,2

De concentratie van koper en lood uit drinkwaterleidingen wordt in de risicobeoordeling betrokken, omdat het deel uitmaakt van de opdracht om de bijdrage van leidingen te beoordelen. Omdat vrijwel alle huishoudens (98,6%, zie Tabel 3.9, pagina 50) aangesloten zijn op een RWZI gaan we er bij de risicobeoordeling van uit dat al het drinkwater dat gebruikt wordt via een RWZI wordt geloosd.

Drinkwaterleidingen kunnen gemaakt zijn van koper, koperlegering, loodlegering, rvs of kunststof. Afhankelijk van het type koperlegering worden in migratietesten ook lood, zink, arseen en nikkel aangetroffen (Intech, 2006).

De concentratie van koper in leidingwater hangt af van het koperoplossend vermogen en de temperatuur van het water. Daarnaast maakt het uit of het leidingwater enige tijd stil gestaan heeft. Gemiddelde concentraties uit circa 8000 RDT-metingen (Random Day Time) aan tapwater met een koperen leidingensysteem in de periode 2004-2006 leveren een gemiddelde concentratie op van circa 47,9 µg Cu/L (het 5-95 percentiel interval voor koper is 5-652 µg/L) (Slaats, 2007, pers.comm.; Slaats et al., 2008).

De *random day-time-monsters* zijn op willekeurige momenten van de dag genomen, direct aan de kraan. De meetpunten zijn willekeurig over het distributiegebied verdeeld. De dataset representeert dus allerlei soorten waterleidingbuizen, zowel van koperen (of koperlegering) en loden als eventueel van overige typen buizen. Aangezien koper het meest gebruikte materiaal is zal dit type dominant in de dataset aanwezig zijn.

Ook lood en zink spoelen af in het distributienetwerk. De gegevens van lood zijn niet specifiek voor loden leidingen. Aangezien in Nederland overwegend koperen leidingen worden gebruikt, zullen de mediane waarden eerder representatief zijn voor een koperen leidingennetwerk dan voor een loden leidingennetwerk. Het 5-95 percentiel interval in het distributienet voor lood is 0-4,93 µg/L. Voor zink is de mediane waarde 16,2 µg/L. Voor zink wordt gerekend met de concentraties zoals die op diverse plaatsen (dus niet alleen bij de kraan) in het distributienet worden gemeten (Dik, pers. comm).

3.3.6 Afspoelsnelheden Zn, Cu en Pb

Tekstbox 3.7 Afspoelsnelheden van koper, lood en zink

Binding van metalen aan zwevend stof (als variant bij infiltratiekoffers)	
Cu-daken	1,2 g / m ² bouwmetaal / jaar
Pb-slabben	2,2 g / m ² bouwmetaal / jaar
Zn-daken	2,3 g / m ² bouwmetaal / jaar
Zn-goten	0,93 g / m goot / jaar
Zn-vangrails	1,7 g / m ² vangrail / jaar

In 2003 is een groot praktijkonderzoek afgerond naar de afspoeling van onder andere zink, koper en lood. In een gezamenlijk rapport van RIZA, TNO en de bouwmetalenbranche (VTBC) en Afvalwater Services bv. zijn kengetallen gegeven voor de gemiddelde afspoeling van bouwmetalen (Van Mourik et al., 2003). Deze getallen zullen worden gebruikt voor de emissieberekeningen.

Tabel 3.7 Afspoelsnelheden (g/m²/jr) voor daken en gevels in Nederland in een jaar met gemiddelde regenval (Van Mourik et al. 2003)

Materiaal / Afspoelend metaal	Dak, 7°, gemiddelde oriëntatie		Dak, 45°, gemiddelde oriëntatie		Gevel, 90°, gemiddelde oriëntatie	
	Landelijk	Stedelijk	Landelijk	Stedelijk	Landelijk	Stedelijk
Zink	3,5	3,7	2,7	2,9	0,88	0,94
Koper	1,7	1,9	1,3	1,4	0,44	0,47
Lood	3,3	3,5	2,5	2,7	0,82	0,88

Tabel 3.8 Afspoelsnelheden (g/m/jr) voor de verschillende, veelgebruikte zinken goottypen in Nederland in een jaar met gemiddelde regenval

	LANDELIJK, g Zn per m goot	STEDELIJK, g Zn per m goot
Maatgoten 50	1,17	1,23
Bakgoot 44	1,10	1,17
Bakgoot 37	0,88	0,93
Mastgoot 44	0,79	0,84

Het onderscheid tussen afspoeling in landelijke gebieden en stedelijke gebieden is een gevolg van verschillen in de luchtkwaliteit. Door hogere concentraties SO₂, Cl⁻ en NO_x in stedelijke gebieden is daar een hogere afspoeling. Deze verschillen zullen in de risicobeoordeling niet apart worden gepresenteerd.

Bij de totstandkoming van deze afspoelsnelheden is geconstateerd dat een aantal factoren kan leiden tot forse verhoging van de emissies:

- De aanwezigheid van bladresten in de goot kan leiden tot een sterke verhoging van de (zink) emissie (circa factor 3)
- De aanwezigheid van geglazuurde dakpannen leidt tot een verhoging van de emissie van zink (circa factor 2)
- Water dat in de goten blijft staan leidt tot een verhoogde afspoeling.

Met bovengenoemde factoren, die tot een hogere emissie kunnen leiden, wordt in deze risicobeoordeling geen rekening gehouden.

Voor de risicobeoordeling van lood uit loodslabben en stroken is aangesloten op de keuzes die gemaakt zijn in Emissieschattingen diffuse bronnen (Van den Roovaart et al., 2007a; 2007b). Hierin is gesteld dat het onbekend is wat de verdeling van lood over de verschillende oriëntaties van daken en gevels is. Omdat het merendeel van de gebouwen zich bevindt in stedelijk gebied, wordt uitgegaan van het gemiddelde van de twee uiterste afspoelsnelheden in stedelijk gebied: het gemiddelde van 0,88 en 3.5 is **2.2 g Pb/m²/jaar**.

Voor zink en koper zal in de risicobeoordeling eveneens worden gerekend met de gegevens uit stedelijke gebieden (gemiddelde van 0,47 en 1.9 g Cu/m²/jaar), namelijk 1,2 g Cu/m²/jaar en (gemiddelde van 0,94 en 3,7 g Zn/m²/jaar) 2.3 mg Zn/m²/jaar, waarbij verschillen in dakoriëntatie worden genegeerd. Van de verschillende typen dakgoten zal de afspoelsnelheid voor de bakgoot 37 worden genomen (**0,93 g Zn/m goot/jr**). Deze geldt als standaardgoot in de bouw.

Naast daken van 7° en 45° zijn er nog ander oriëntaties mogelijk, bijvoorbeeld 60° of gebogen daken. Een sterkere dakhelling wordt deels gecompenseerd door een lagere afspoelsnelheid. Het rekenen met één generieke afspoelsnelheid volstaat, gezien de afronding in de eindresultaten, voor de generieke risicobeoordeling in dit rapport.

De afspoelsnelheid van vangrails wordt door toepassing van een correctiefactor van 0,71 op de standaardafspoeling van 2,38 g/m²/jaar geschat op 1,7 g/m²/jaar (Van den Roovaart, 2007a). De correctiefactor houdt rekening met de oriëntatie (helling) van het blootgestelde oppervlak.

3.4 Scenario's voor oppervlaktewaterbelasting

Voor de risicobeoordeling van het oppervlaktewater worden de volgende scenario's uitgewerkt:

1. afvoer huishoudelijk afvalwater naar gescheiden rioolstelsel en RWZI (zie paragrafen 3.4.1 en 3.4.2);
 - ongezuiverd (overstort);
 - gezuiverd;
2. afwatering huishoudelijk afvalwater goten, slabben en daken naar gemengd stelsel en RWZI (zie paragrafen 3.4.1 en 3.4.2);
 - ongezuiverd (overstort);
 - gezuiverd;
3. afwatering goten, slabben en daken direct naar het oppervlaktewater (paragrafen 3.4.3 en 3.4.4)
 - één woning;
 - een woonwijk.

3.4.1 Conceptuele omschrijving rioleringsstelsels

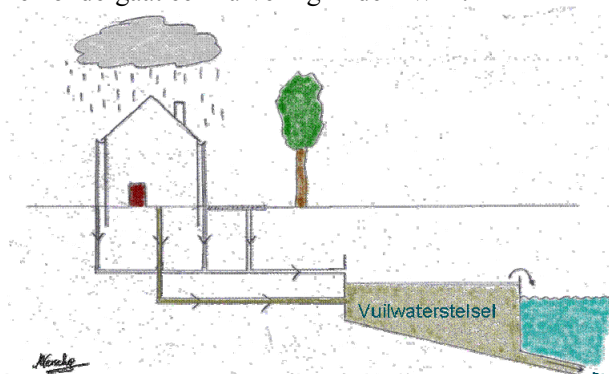
De belasting van oppervlaktewater en bodem wordt bepaald door de manier waarop het hemelwater wordt afgevoerd. Momenteel wordt 73% van het hemelwater afgevoerd in gemengde stelsels en 23% in gescheiden stelsels. De laatste jaren gaan steeds meer gemeenten over tot het

afkoppelen van de hemelwaterafvoer. Naar schatting was in 2006 4,3% van de huishoudens afgekoppeld (Stichting Rioned, 2005).

Tabel 3.9 Percentage inwoners aangesloten op riolering 2005-2006 (Stichting Rioned, 2005)

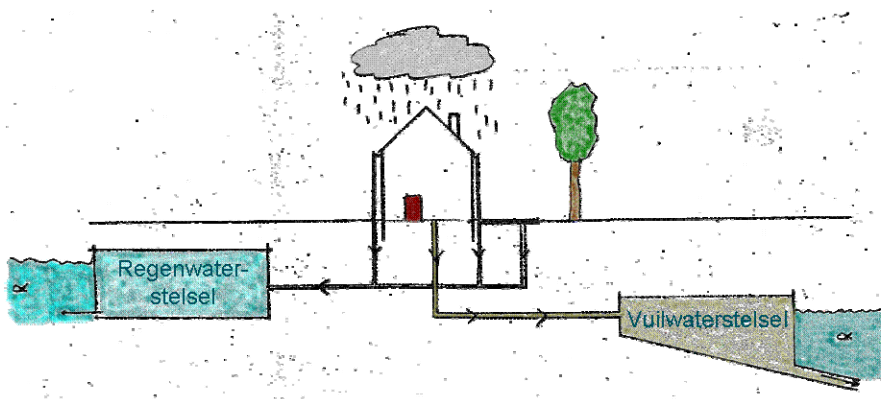
Soort aansluiting	Aandeel (%)
Gemengd gerioleerd	73
Gescheiden gerioleerd	17
Verbeterd gescheiden gerioleerd	6,2
Drukriolering	2,8
Totaal niet aangesloten(lozen op bodem en oppervlaktewater)	1,4

In systemen waar afvalwater en regenwater in een gemengd stelsel (zie Figuur 3.3) terechtkomen is een RWZI met een grotere capaciteit nodig. Bij perioden met grote neerslaghoeveelheden zal door overstorten uit de rioolstelsels een deel van het water ongezuiverd in het oppervlaktewater terechtkomen. Regenwater met zink, koper en lood van daken en goten wordt gemengd met andere afvalwaterstromen en ondergaat een zuivering in de RWZI.



Figuur 3.3 Schematische weergave van een gemengd rioleringsstelsel

Het aandeel van huishoudelijk afvalwater in het influent van een gemengd stelsel is sterk afhankelijk van de hoeveelheid neerslag die er op dat moment afgevoerd moet worden. De risicobeoordeling gaat uit van de jaargemiddelde neerslag over het totaal aantal RWZI's in Nederland.



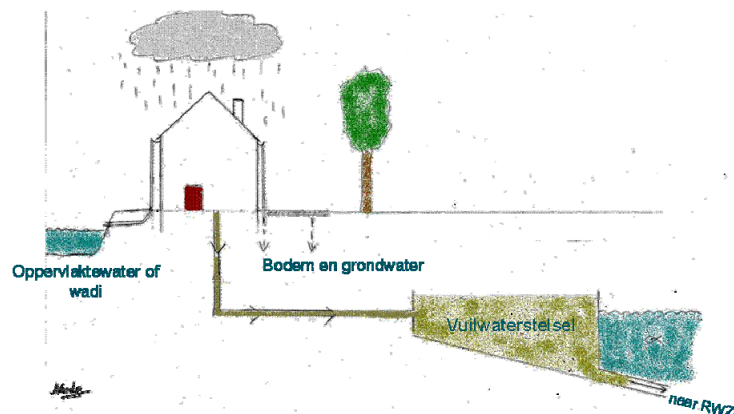
Figuur 3.4 Schematische weergave van een gescheiden rioleringsstelsel

Om de zuiveringsefficiëntie te vergroten en het overstorten van ongezuiverd water bij piekneerslag te beperken is er een gescheiden rioleringsstelsel ontwikkeld (zie Figuur 3.4). Relatief schoon regenwater wordt ongezuiverd afgevoerd naar het oppervlaktewater. Dit regenwater bevat stoffen die vrijkomen bij de afspoeling van goten en daken en wegen. De bijdrage van afspoeling van andere verharde oppervlakken zoals wegen (bevat o.a. zink door slijtage van autobanden en koper uit remmen) valt buiten de onderzoeksopdracht in dit project.

In een gescheiden rioleringsysteem wordt de RWZI alléén belast door huishoudelijk afvalwater (leidingwater); in een verbeterd gescheiden systeem wordt echter de 'first flush' van het verharde oppervlak wel naar de RWZI afgevoerd. De eerste afspoeling van verharde oppervlakken na een periode van droogte is relatief vuil. Door de 'first flush' naar een RWZI af te voeren wordt de kwaliteit van het oppervlaktewater verbeterd.

In een gescheiden rioleringsysteem zal de influentkwaliteit van de RWZI overwegend worden bepaald door de kwaliteit van huishoudelijk afvalwater. Verschillende bronnen dragen bij aan de kwaliteit van huishoudelijk afvalwater. Met de bijdrage van de 'first flush' van verhard oppervlak in een verbeterd gescheiden stelsel wordt in deze risicobeoordeling geen rekening gehouden.

In huishoudelijk afvalwater is 77% van het lood, 90% van het koper en 40% van het zink afkomstig van corrosie van koperen en loden leidingen. De rest wordt toegevoegd door consumentenproducten, reinigingsproducten en/of urine/fecaliën (Vermij en De Poorter, 2007)



Figuur 3.5 Schematische weergave van een afgekoppelde hemelwaterafvoer

Een afgekoppelde hemelwaterafvoer is een bijzondere vorm van een gescheiden stelsel. Het vuilwater (huishoudelijk) wordt net als in het gescheiden stelsel afgevoerd naar de RWZI. Het regenwater wordt echter geïnfiltreerd in de bodem óf direct geloosd op het oppervlaktewater. In paragraaf 3.4.2 worden de scenarioekenmerken van de RWZI's beschreven. In paragraaf 3.5 wordt verder ingegaan op afgekoppelde systemen.

3.4.2 Dimensionering RWZI's

Tekstbox 3.8 Kenmerken van RWZI's

Aandeel leidingwater in RWZI:		64%
Aandeel afspoelwater van daken in RWZI:		10%
Debiet RWZI: gemiddeld:		525 m ³ /uur (min. 285, max. 970 m ³ /uur)
Zuiveringsrendement	koper,	92,3%
	Lood	81,9%
	Zink	85,7%

De verdunning van het effluent van de RWZI is afhankelijk van het debiet van de RWZI en de stroomsnelheid van het oppervlaktewater. In een studie van De Nijs en De Greef is vastgesteld dat de verdunning van RWZI-effluenten gemiddeld een factor 10 is (De Nijs en De Greef, 1991).

In dit rapport wordt inzichtelijk gemaakt hoe de grootte van het oppervlaktewater de verdunning beïnvloedt. De verdunning van RWZI-effluenten in oppervlaktewater wordt berekend met de emissie-immissietoets (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000), zie ook paragrafen 2.2 en 3.7.

Het aandeel huishoudelijk afvalwater dat via een gescheiden stelsel in een RWZI terechtkomt, kan berekend worden met de volgende formule:

$$F_{leidingwater} = \frac{Afzet_drinkwater}{Gezuiverd_afvalwater} \quad (3)$$



Figuur 3.6 De dimensies van de waterzuivering ten opzichte van het ontvangend oppervlaktewater bepalen de verdunning en menging van het RWZI-effluent (Liefveld en Postma, 2007).

Volgens gegevens van Rioned waren er in 2004 378 RWZI's die gezamenlijk 1762 miljoen m³/jaar afvalwater zuiverden. Gebaseerd op de totale hoeveelheid door drinkwaterbedrijven geleverd drinkwater (1126 miljoen m³/jaar), en ervan uitgaande dat dit volledig wordt afgevoerd naar RWZI's, kan men berekenen dat het aandeel drinkwater in het influent van RWZI's op jaarbasis gemiddeld circa 64% is.

Het totale debiet van de waterzuiveringen per jaar wordt voor de risicobeoordeling omgerekend naar een gemiddeld debiet per RWZI per uur. Het debiet per RWZI is 4,7 miljoen m³/jaar, met een variatie van ongeveer 2,5-8,5 miljoen m³/jaar per RWZI. Hieruit kan een gemiddeld debiet worden berekend van 532 m³/uur (range 285-970 m³/uur).

Het aandeel van run-offwater van daken in een RWZI kan berekend worden met:

$$F_{run-off} = \frac{debiet_R + debiet_HV}{debiet_gezuiverd_afvalwater} \times \%gemengd_stelstel \quad (4)$$

Waarin:

Debiet_R = debiet van rijtjeshuizen in een standaardwoonwijk

Debiet_HV = debiet van (half) vrijstaande huizen in een standaardwoonwijk

Er zijn 378 RWZI's in Nederland die elk gemiddeld het afvalwater behandelen van circa 18.000 woningen

Op basis van de verdeling van het woningenbestand kan uitgerekend worden dat het aandeel afspoelwater van daken en goten in een RWZI gemiddeld 9,5% bedraagt.

Hierbij is het debiet voor een rijtjeswoning gesteld op 44 m³/jaar, en het debiet van een half vrijstaande of vrijstaande woning op 80 m³/jaar. Gegeven is dat 73% van de huishoudens is aangesloten op een gemengd stelsel (zie paragraaf 3.4.1). Voorts is het debiet afhankelijk van het aantal woningen van het desbetreffende type (zie paragraaf 3.3.2).

Het zuiveringsrendement voor koper, lood en zink bedroeg in 2005 respectievelijk 92,3%, 81,9% en 85,7% (Vermij, 2007a). De metalen komen terecht in het zuiveringsslib; een deel zal in het gezuiverde water achterblijven en geloosd worden op het oppervlaktewater.

3.4.3 Gebiedseigen water

Tekstbox 3.9 Kenmerken scenario woonwijk → gebiedseigen water

Aantal laagbouwwoningen: 2000/km ²
Neerslag: 800 mm/jaar
Verdamping, infiltratie of plantopname: 50%
Aandeel water van daken: 15%

Als een woonwijk beschouwd wordt als een gesloten systeem met een eigen waterhuishouding spreken we van gebiedseigen water. Hierbij treedt geen verdunning op met water van buitenaf, bijvoorbeeld door het bemalen of doorspoelen van de sloten of kanalen.

Een woonwijk van 1 km² heeft een hoeveelheid water af te voeren van circa 400 miljoen liter water, als aangenomen wordt dat de helft van de neerslag verdampt, infiltreert of opgenomen wordt door planten. De hoeveelheid water die van de daken komt is 15% daarvan.

De gekozen standaardwoonwijk bestaat bij de gekozen standaardafmetingen (zie paragraaf 3.3.2) voor 15% uit daken.

3.4.4 Directe lozing van woningen op oppervlaktewater

Tekstbox 3.10 Kenmerken scenario woonwijk → stromend oppervlaktewater

Aantal laagbouwwoningen: 2000/km ²
Debiet woonwijk: 37 m ³ /uur
Verdamping, infiltratie of plantopname: 0%
Aandeel water van daken 100%

In het scenario wordt aangenomen dat in woonwijken het regenwater via verzamelleidingen wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater. Het debiet is berekend uit het dakoppervlak van 2000 woningen en de jaarlijkse hoeveelheid neerslag. Voor de individuele woning wordt verondersteld dat het regenwater van het dak via één pijp direct in het oppervlaktewater terechtkomt.

3.5 Scenario's voor bodem en grondwaterbelasting

De volgende scenario's met belasting voor bodem en grondwater worden doorgerekend:

1. standaardscenario bouwstoffen conform steenachtige bouwmaterialen uit Besluit Bodemkwaliteit (paragraaf 0);
2. afwatering goten, slabben en daken naar bovengrondse infiltratievoorziening (wadi's) (paragraaf 0);
3. afwatering goten, slabben en daken naar ondergrondse infiltratievoorziening (infiltratiekratten) (paragraaf 3.5.4);
4. afwatering goten, slabben en daken naar de tuin (paragraaf 3.5.5);
5. afwatering van gevels naar de tuin (paragraaf 3.5.5);
6. afspoeling van vangrails naar de bodem (paragraaf 3.5.6);

De effecten worden berekend voor zand-, veen- en kleigronden.

3.5.1 Standaardscenario

Tekstbox 3.11 Kenmerken standaardscenario voor bodem en grondwater

Standaardscenario voor vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing:
Afspoeling van 1 m² bouw materiaal naar 1 m² bodem
Effectieve infiltratie van 300 mm/jaar
Standaard zand-, klei- en veengrond
Tijdsperiode: 100 jaar

Een van de uitgangspunten bij het huidige onderzoek is de emissie-eisen van bouwmaterialen op dezelfde wijze te berekenen als voor steenachtige, vormgegeven bouwstoffen (Verschoor et al., 2006) is gedaan, zodat een vergelijking met emissie-eisen voor steenachtige materialen mogelijk is.

Het standaardscenario wordt gekenmerkt door 1 m² bouwstof, waarvan het run-offwater afspoelt naar 1 m² bodem. Deze keuze lag aan de eerste immissie-eisen in het Bouwstoffenbesluit (VROM, 1999) ten grondslag en is voor de emissie-eisen uit het Besluit Bodemkwaliteit (VROM, 2007a) overgenomen. Voorts wordt er in het standaardscenario vanuit gegaan dat het grondwater met 300 mm geïnfiltreerde neerslag per jaar wordt aangevuld.

Een drietal grondsoorten is in het standaardscenario opgenomen om representatief te zijn voor een range aan bindingseigenschappen. De grondsoorten worden beschreven in Bijlage 4. In risicobedoelingen is het gebruikelijk om de uitkomsten van de kwetsbaarste bodem maatgevend te laten zijn voor de normstelling. Een zandgrond leidt meestal tot de hoogste concentraties in het grondwater, een klei- of veengrond meestal tot de hoogste concentraties in de bodem.

De hoeveelheid toegepaste bouwstoffen en de oriëntatie ten opzichte van de bodem is zeer divers. Dat is reden om het standaardscenario te veranderen en berekeningen uit te voeren met gegevens

die een realistischer beschrijving geven van de toepassingen van bouwmetalen. Hier kan dan rekening gehouden worden met:

- andere neerslaghoeveelheden;
- andere hoeveelheden bouwmaterialen per m² bodem;
- andere tijdsperiodes voor de berekening.

Deze realistischere scenario's zijn beschreven in hoofdstuk 2. In de volgende paragrafen worden de resultaten van berekeningen voor realistischere scenario's gepresenteerd.

3.5.2 Afkoppelen van hemelwaterafvoer

Om piekbelasting van het oppervlaktewater met grote hoeveelheden regenwater wat te dempen worden steeds meer huishoudens voorzien van een afgekoppelde hemelwaterafvoer. In 2005 was het afgekoppeld verhard oppervlak 4,3% en Rioned verwacht dat in 2010 10% van het verhard oppervlak afgekoppeld zal zijn (Stichting Rioned, 2005).

Door afkoppeling kan water in de tuinen of groenvoorzieningen in de bodem wegzijgen. Er kunnen ook bovengrondse of ondergrondse infiltratievoorzieningen aangelegd zijn om hemelwater via de bodem af te voeren naar het grondwater. Afkoppeling kan ook plaatsvinden met een directe afvoer naar het oppervlaktewater zonder retentie in de bodem. Diverse opties zijn opgesomd in Tabel 3.10.

Tabel 3.10 Verschillende typen afkoppeltechnieken en opvang- of infiltratiesystemen (naar Boomsma, 2005)

Techniek	Omschrijving	paragraaf
Tuin	Voor de infiltratie van regenwater van individuele woningen	4.2.4
Sloot	Open water voor opvang en afvoer van water	3.4.3 en 3.4.4
Wadi, greppel	(Begroeide) verlaging in het maaiveld, eventueel voorzien van ondergelegen infiltratie voor de berging, reiniging, infiltratie en zonodig afvoer van hemelwater	0
Infiltratieriool	Doorlatende leiding met poreuze wand of openingen in de wand waardoor water in de bodem kan percoleren	
Infiltratiekragen	Driedimensionale raat omhuld met geotextiel voor het creëren van ondergrondse berging	3.5.4
Watershell ¹⁶	Kunststofbekisting met bergings- en infiltratiemogelijkheid	
Halfverharding	(Weg)verharding van poreus materiaal	
Waterbergende wegverharding	Wegsysteem met fundering en waterpasserende stenen voor zuivering, berging, infiltratie en/of vertraagde waterafvoer	

Wadi's kunnen bedoeld zijn als extra bergingscapaciteit; dan vindt er nauwelijks infiltratie naar het grondwater plaats en wordt het water met enige vertraging afgevoerd naar het oppervlaktewater. In gebieden met een voldoende doorlatende ondergrond vindt wél infiltratie naar het grondwater plaats.

Bijkomend effect van een wadi is dat opgeloste stoffen gefilterd worden door de bodem. Zo zou er een 'zuivering' van het regenwater optreden. In het buitenland zijn zuiveringsrendementen gemeten van 54% voor koper en 72% voor lood en zink (Boogaard et al., 2006). Deze rendementen hebben betrekking op zuivering van het water. Dit betekent echter gelijktijdig dat de resterende stoffen accumuleren in de toplaag van de bodem. Of de rendementen representatief

zijn voor Nederlandse omstandigheden is niet bekend. Met behulp van modelberekeningen zullen in deze studie de mogelijkheden worden verkend.

In deze risicobeoordeling wordt alleen berekend wat de gevolgen voor de kwaliteit van de bodem en het grondwater kunnen zijn in wadi's waar het water zonder hulpmiddelen in de ondergrond infiltreert. De route van wadi naar oppervlaktewater wordt niet in deze risicobeoordeling meegenomen en evenmin wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van infiltratiekratten en geotextiel in de wadi. Deze aanvullende infiltratieverbeterende voorzieningen worden niet standaard toegepast. Het effect van kleikorrelzakken als emissiereducerende maatregel kan in aanvullende locatiespecifieke risicobeoordelingen in beeld worden gebracht.

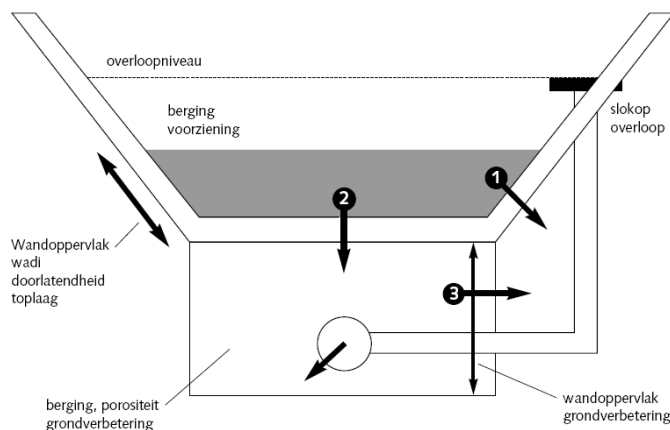
3.5.3 Wadi's

Tekstbox 3.12 Kenmerken voor de afspoeling van een woonwijk naar wadi's

10 m² afspoelend verhard oppervlak per m² wadi
40% van het water dat de wadi bereikt, is afkomstig van daken
Levensduur: 60 jaar
Infiltratie van water: 6000 mm/jaar

Voor de dimensionering van de wadi ten behoeve van de modellering wordt gebruikgemaakt van de richtlijnen in de Leidraad riolering (Stichting Rioned, 2006a; 2006b) en praktijkervaringen in Enschede (Boogaard, 2006) van 1999 tot 2005.

De toplaag van de wadi bestaat uit een goed doorlatende bodemlaag (doorlatendheid circa 0,5 m/dag) met een gehalte organische stof van 3-5%. Daaronder is een berging aangebracht die kan bestaan uit fijn zand (10-15%) vermengd met grof zand of grind (15-25%). De doorlatendheid van de onderlaag is circa 3 m/dag. De functie van de grondverbetering zit hem vooral in de bergingscapaciteit. In de verbeterde onderlaag is soms een drainagebuis aangelegd, die de grondwaterstand reguleert en in natte periode het water af kan voeren naar het oppervlaktewater. In de modelberekeningen gaan we vooralsnog uit van een situatie waarin volledige infiltratie naar het grondwater kan plaatsvinden en maken we gebruik van de zand-, klei- en veengrond uit het standaardscenario, omdat hiermee de invloed van verschillende bindingseigenschappen van de wadigrond kan worden getoond. Hydrologisch zijn de grondsoorten aan elkaar gelijkgesteld.



Figuur 3.7 Schematische dwarsdoorsnede van een wadi (Stichting Rioned, 2006a). 1. Infiltratie rechtstreeks naar de ondergrond, 2. infiltratie via de bodem naar de grondverbetering, 3. Infiltratie vanuit de grondverbetering naar de ondergrond.

De mate waarin infiltratie optreedt, vertoont grote lokale en regionale verschillen. In de Enschedese (Ruwenbosch) wadi's lag het grondwaterpeil op -0,5 m-mv en de infiltratiecapaciteit van de bodem was 0,5 m/dag. De infiltratiecapaciteit was tussen 1999 en 2005 constant gebleven; er was dus geen sprake van dichtslibbing van de wadi. Als het water in de wadi stijgt tot meer dan circa 25 cm dan wordt het overtollige water via een zogenaamde slokop afgevoerd naar een extra berging onder de wadi, waar alsnog infiltratie kan plaatsvinden. De wadi wordt zo ontworpen dat de slokop eens in de 2 jaar in werking treedt. Bij extreme neerslaghoeveelheden wordt overtollig water via een overstort afgevoerd naar het oppervlaktewater. Deze situatie mag zich eens in de 25 jaar voordoen. Bij de risicobeoordeling worden deze overstortgebeurtenissen vooralsnog niet betrokken.

Maatgevend voor de dimensionering is de hoeveelheid verhard oppervlak dat afvoert op de wadi. Vuistregel is dat 1 m² wadi-oppervlak ongeveer 10-12 m² verhard oppervlak kan verwerken. Dit is overigens afhankelijk van hoe hoog men het waterpeil in de wadi wil hebben.

Daarbij wordt ervan uitgegaan dat een gemiddelde woonwijk 35-40% verhard oppervlak (wegverharding en daken) heeft. Voor de risicobeoordeling gaan we uit van de afvoer van 10 m² verhard oppervlak per 1 m². Van de 800 mm neerslag die jaarlijks valt, komt ongeveer 600-650 mm tot afstroming; 6 m³ neerslag/m² wadi-oppervlak. Het restant van 150-200 mm per jaar verdampt; concentraties koper, lood en zink nemen ten gevolge van verdamping toe met een factor 1.3.

Voor de risicobeoordeling van bouwmetalen is het van belang hoeveel van het verharde oppervlak in een woonwijk bestaat uit daken.

Het aandeel van run-off van daken op het water in de wadi kan als volgt berekend worden:

$$F_{run-off, wadi} = \frac{aantal_R * oppervlak_R + aantal_HV * oppervlak_HV}{totaal_verhard_oppervlak} \quad (5)$$

Waarin:

aantal_R	= aantal rijtjeshuizen per km ² (1230)
grondoppervlak_R	= grondoppervlak van een gemiddeld rijtjeshuis (default 55 m ²)
aantal_HV	= aantal half vrijstaande en vrijstaande woningen per km ² (840)
grondoppervlak_HV	= grondoppervlak van een gemiddeld (half) vrijstaand huis (default 100 m ²)
totaal verhard oppervlak	= 35-40%

In de standaardwijk die wordt doorgerekend worden de bedrijfsgebouwen en meergezinswoningen buiten beschouwing gelaten.

Uit de berekening volgt dat 15% van het oppervlak in de standaard nieuwbouwwijk kan bestaan uit rijtjeshuizen of (half)vrijstaande woningen. Dat betekent dat de **run-off van daken gemiddeld 40%** bijdraagt aan de belasting van een wadi.

Een wadi is in het algemeen begroeid met gras. Gras kan zink en koper opnemen ten behoeve van de groei, wat kan leiden tot lagere concentraties in het infiltrerende water. Hier is in de modellering geen rekening mee gehouden.

Wadi's bestaan nog niet lang genoeg om goed in te kunnen schatten wat de levensduur ervan is. Het kan noodzakelijk zijn om de zogenaamde technische laag na 15-20 jaar te vervangen omdat het systeem anders dichtslaat en daardoor de afwatering onvoldoende functioneert. Naar aanleiding van ervaringen in Enschede gaat men er daar van uit dat afgraven van de toplaag pas nodig is na 60 jaar (gelijk aan de levensduur van een riolering), waarna de toplaag, de kleikorrels, het geotextiel en de drain worden vervangen (Boogaard et al., 2006).

3.5.4 Infiltratiekratten

Tekstbox 3.13 Kenmerken infiltratiekratten

Voor infiltratiekratten wordt de concentratietoename in het grondwater gelijkgesteld aan de opgeloste concentratie in het run-offwater.

Binding aan zwevend stof:

Cu 66%

Pb 90%

Zn 58%

Bij de afstroming van regenwater naast de woning wordt vaak een infiltratie-element toegepast, die een bepaalde hoeveelheid water kan bergen, dat vervolgens verder kan infiltreren in de bodem.

Ondergronds kunnen 1 of 2 bergingskratten zijn geïnstalleerd of bevindt zich een grindkoffer, waarna het water infiltreert. De elementen hebben over het algemeen een lengte van 1-2 m en een breedte van 0,5 m. Het belaste bodemoppervlak is dan 0,5-1 m².

Retardatie van koper, lood of zink vindt niet of nauwelijks plaats, omdat het niet in contact komt met de reactieve bovengrond. Voordeel hiervan is dat de bovengrond niet of nauwelijks wordt opgeladen met koper, lood en zink. Nadeel is dat hemelwater vrijwel ongezuiverd het grondwater kan bereiken.

Bij de afwatering naar infiltratiekragen gaat het veelal om het meteen op diepte brengen van het hemelwater. Een ingewikkelde modelberekening is daarom niet nodig. Verwacht wordt dat concentraties in het grondwater vrij snel de concentraties in het run-offwater weerspiegelen. De beoordeling zal worden gedaan op basis van de opgeloste concentraties. Een correctie voor de binding aan zwevend stof wordt hiervoor uitgevoerd.

3.5.5 Vrije infiltratie in tuinen

Tekstbox 3.14 Kenmerken infiltratie in tuinen

Daken:	Inspoelend oppervlak is gelijk aan oppervlak van de woning Infiltratie van water vanaf daken 1100 mm/jaar
Gevels:	Inspoelend oppervlak is gelijk aan oppervlak van de gevel Infiltratie van water vanaf gevels 300 mm/jaar

Er zijn situaties waarin gevels en afgekoppelde daken en goten hun water naar het bijgelegen onverharde oppervlak (bijvoorbeeld de tuin) afvoeren en infiltreren.

De hoeveelheid regenwater van het dak wordt afgevoerd op een oppervlak dat net zo groot is als de woning. Naast de regen die van het dak valt is er nog de normale neerslag van 800 mm op de tuin en gaan we uit van een verdamping en wateronttrekking door planten van 500 mm per jaar. De netto infiltratie komt zo op 1100 mm/jaar.

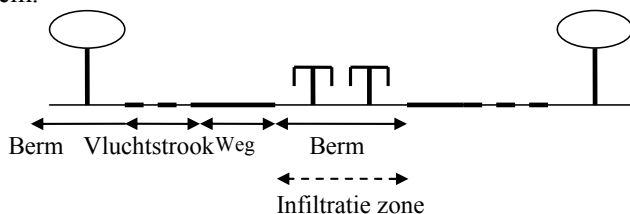
Voor de afspoeling van gevels is aangenomen dat het bodemoppervlak dat meedoet aan de infiltratie van het water dat afspoelt van de gevel, net zo groot is als de gevel zelf. Dit komt neer op de aanname in het standaardscenario: 1 m² bouwmetaal spoelt af op 1 m² bodem.

3.5.6 Vangrails

Tekstbox 3.15 Kenmerken vangrails

Vangrailoppervlak 2.06 m ² vangrails per m ² bodem, infiltratie van 800 mm/jaar Vervanging bodemlaag na 30 jaar (=maximale rekentijd)

Een standaardvangrail in Nederland bestaat uit 2 W-vormige platen met een totaal oppervlak van 2,06 m²/m lengte (Blok, 2005). Ongeveer 63% van de vangrails bestaat uit een dubbele rij tussen de twee rijrichtingen op een snelweg (Commissie Integraal Waterbeheer, 2002). Er wordt uitgegaan dat het afgespoelde regenwater in de tussenberm volledig infiltreert (100%) in de bodem.



Figuur 3.8 De opbouw van een standaard weg

Bij wegen bestaat er een technische laag die eens in de zoveel tijd wordt verwijderd (bij de berekeningen wordt uitgegaan van een periode van 30 jaar).

In EU-verband onder de Bestaande Stoffen Verordening is vastgelegd dat er voor de zone rondom een weg, de zogenaamde technosfeer, geen ecotoxicologische risicobeoordeling nodig is. De bodemconcentraties worden daarom niet getoetst aan ecotoxicologische toetscriteria. Dat geldt echter niet voor het grondwater. Bovendien moet de grond bij grondverzet wél voldoen aan de eisen uit het Besluit Bodemkwaliteit. De grond onder de vangrails wordt daarom getoetst aan de Maximale Waarden Wonen en Industrie uit het Besluit Bodemkwaliteit.

3.6 Run-offconcentraties van de scenario's

De concentraties van koper, lood en zink die het oppervlaktewater of de bodem ingaan, worden uitgedrukt als toegevoegde concentraties (ΔC). Deze concentraties worden gebruikt als bronterm in de modelberekeningen. In de praktijk kunnen concentraties hoger zijn doordat ook andere bronnen bijdragen aan de koper-, lood- en zinkbelasting.

De concentratietoename in het afspoelwater wordt berekend met de volgende formule:

$$\Delta C_{\text{woning}} = \frac{\text{Afgespoelde massa}}{\text{Debiet}} = \frac{A_m * V_m}{A_i * N} \quad (6)$$

waarin:

C	= concentratie koper, lood of zink (mg/L)
A_m	= oppervlakte van het materiaal in een bouwwerk (m ²)
V_m	= afspoelsnelheid van het materiaal (g/m ² /jaar)
A_i	= regeninvangend oppervlak (m ²)
N	= neerslag per jaar (m/jaar) gemiddeld in Nederland 0,8 m/jaar

Voor de woonwijk wordt ervan uitgegaan dat de run-off van daken vermengd met de run-off van straten wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater. De totale run-off van verhard oppervlak wordt gesteld op 0,4 miljoen L water, waarvan 0,12 miljoen L van daken van laagbouwoningen (zie paragraaf 3.3). De verdunningsfactor $F_{\text{run-off}}$ is $0,12/0,4 = 0,3$.

$$\Delta C_{\text{woonwijk}} = \Delta C_{\text{woning}} * \text{verdunningsfactor} \quad (7)$$

waarin:

ΔC_{woning}	= het gewogen gemiddelde is van rijtjeshuizen en (half) vrijstaande woningen.
----------------------------	---

Voor het berekenen van de input naar RWZI's is niet gebruikgemaakt van de woningdichtheid maar van het aantal huishoudens per RWZI, zoals beschreven in paragraaf 3.4.2. Er wordt onderscheid gemaakt tussen effluent concentraties in gemengde en in gescheiden stelsels:

$$\Delta C_{\text{effluent_RWZI_gescheiden}} = C_{\text{leidingwater}} \times \text{rendement} \quad (8)$$

$$\Delta C_{\text{effluent_RWZI_gemengd}} = (C_{\text{leidingwater}} \times F_{\text{leidingwater}} + C_{\text{run-off}} \times F_{\text{run-off}}) \times \text{rendement} \quad (9)$$

waarin:

$F_{\text{leidingwater}}$	=	0,64 (zie formule 3 op pagina 46)
$F_{\text{run-off}}$	=	0,11 (zie formule 4 op pagina 46)
Rendement	=	zuiveringsrendement (zie paragraaf 3.4.2)
$C_{\text{leidingwater}}$	=	concentratie in leidingwater (zie paragraaf 3.3.5)

Tabel 3.11 Geschatte concentratietoename van koper, lood en zink in run-offwater van bouwmetalen in de diverse scenario's.

	$\Delta[\text{Cu}^{2+}]$ ($\mu\text{g/L}$)	$\Delta[\text{Pb}^{2+}]$ ($\mu\text{g/L}$)	$\Delta[\text{Zn}^{2+}]$ ($\mu\text{g/L}$)
standaardscenario	4000	7333	7667
1 rijtjeswoning			
Goot	n.r.		234
Dak 45° + goot	n.r.		5375
Gevel 90°	1570		3133
Slabben		83	
1 vrijstaande woning			
Goot	116		233
Dak 45° + goot	2566		5308
Gevel 90°	n.r.		n.r.
Slabben		45	
Woonwijk			
Goot	47		93
Dak + goot	1032		2135
Gevel 90°	195		391
Slabben		25	
RWZI-gescheiden			
gemiddeld	47.9 ¹	0,5 ¹	16.2 ¹
laag	3.7 ²	0,09 ²	2.3 ²
hoog			
RWZI-gemengd			
gemiddeld	31 ¹	7.1 ¹	25.7 ¹
laag	2.4 ²	1.3 ²	3.7 ²
hoog			
Vangrails			4377

¹ ongezuiverd, ² gezuiverd

3.7 Verspreidingsmodel voor oppervlaktewater

Tekstbox 3.16 Model voor verdunning in het oppervlaktewater

Lozingen op het oppervlaktewater worden getoetst met het CIW-emissie-immissiemodel.

Om lozingen te toetsen is de emissie-immissietoets ontwikkeld (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). De toets beoogt bescherming te bieden aan de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem. Deze toets is ook uitgevoerd ter onderbouwing van de emissie-eisen voor de steenachtige bouwstoffen in het Besluit Bodemkwaliteit.

Het model is beschikbaar als een spreadsheet, waarmee concentraties kunnen worden berekend op een bepaalde afstand van het lozingspunt. Afhankelijk van de omvang van het oppervlaktewater wordt een mengzone berekend. Aan het eind van de mengzone wordt de concentratie berekend.

De mate van verdunning is afhankelijk van de omvang en het debiet van het oppervlaktewater en het debiet van de lozing.

Voor de risicobeoordeling in dit rapport zijn dezelfde dimensies voor het ontvangend oppervlaktewater gekozen als die gebruikt zijn voor de afleiding van kritische emissiewaarden voor steenachtige bouwstoffen (Verschoor et al., 2006).

Tekstbox 3.17 Dimensies oppervlaktewater

Watersysteem	Breedte (m)	Diepte (m)	Debiet (m ³ /s)	Mengzone (m)
Middelgrote rivier	50	2,6	25	500
Klein kanaal	25	2	2	250
Polderwater	5	1	0,15	50

3.8 Verspreidingsmodel voor bodem en grondwater

Tekstbox 3.18 Model voor verspreidingsberekeningen in bodem in grondwater

De verspreiding in bodem en grondwater wordt berekend met LeachXS versie 1.0.41 (dd 9-10-2007), waarin de bouwstoffenscenario's zijn geïmplementeerd. LeachXS maakt gebruik van de ORCHESTRA rekenkern die voor steenachtige bouwmaterialen is toegepast.

In de modelberekeningen wordt aangesloten op de methodiek die is gevolgd voor steenachtige bouwmaterialen (Verschoor et al., 2006). Het systeem 4b (=rekenmodel LeachXS), in dat rapport beschreven, is gevolgd, waarbij de bronterm en de infiltratiesnelheid zijn aangepast.

Achtergrondinformatie over de geochemische modellering is overgenomen uit dat rapport en hier opgenomen in Bijlage 5.

Het geochemische model berekent in welke vorm (speciatie) de elementen (waaronder koper, lood en zink) voorkomen. Voorts wordt de specifieke binding van deze stoffen aan klei, vaste organische stof, opgeloste organische stof en ijzer en aluminiumoxiden en hydroxiden beschreven. Deze binding wordt gekwantificeerd door intrinsieke thermodynamische constanten. De onderlinge beïnvloeding van stoffen die gelijktijdig in de bodemoplossing voorkomen, zoals competitie om bindingsplaatsen en neerslagvorming, wordt ook door het model berekend.

3.8.1 Bodemchemie

Tekstbox 3.19 Bodemtypes en eindpunten van de modelberekeningen

De verspreidingsberekeningen worden uitgevoerd voor een gemiddelde zand-, veen- en kleigrond.

Eindpunten zijn:

- de maximumconcentratie gemiddeld over de bovenste meter van het grondwater;
- de maximumconcentratie gemiddeld over de bovenste meter van de grond.

Het transport van stoffen naar het grondwater is sterk afhankelijk van bodemeigenschappen zoals de pH, en redoxpotentiaal en de aard en hoeveelheid van de bodembestanddelen (klei, organische stof et cetera).

De keuzes voor pH, organische stof en andere bodembestanddelen is gebaseerd op gemeten waarden in een gemiddelde zand-, veen-, en kleigrond. De eigenschappen van deze bodems zijn beschreven in Bijlage 4.

Kenmerk van het verticale transport van stoffen is dat vroeg of laat een maximumconcentratie in het grondwater wordt bereikt. Wanneer die maximale concentratie wordt bereikt, is afhankelijk van de vertraging (retardatie) die stoffen oplopen als gevolg van adsorptie aan de grond. Het is een beleidsmatige keuze om bij risicobeoordelingen en het afleiden van emissie-eisen uit te gaan van maximumconcentraties in het bovenste grondwater dan wel in de bovenste meter van de bodem⁴. Bij de afspoeling van bouwmetalen ontstaat een oplossing met een constante concentratie zink, koper of lood. Op termijn zal dus ook deze concentratie in het grondwater terechtkomen, tenzij de bodemlaag waar de stoffen zich ophopen voortijdig wordt verwijderd of ververst.

Het opgeloste organische stofgehalte in deze bodemprofielen is geschat op basis van regressievergelijkingen van Alterra (Römkens et al., 2004) die, op basis van meetgegevens van een groot aantal grondsoorten, een empirische relatie hebben afgeleid tussen pH, vaste organische stof en opgeloste organische stof. Voor veen leidt deze regressielijn tot onrealistische waarden. Daarom wordt er voor veen gebruikgemaakt van een gemeten DOC-gehalte van 100 mg/kg.

Eén proces in de verspreiding van koper, lood en zink in het milieu is, door gebrek aan informatie, niet in de beoordeling betrokken. Dat proces is de binding aan zwevend stof. Tijdens afspoeling van daken en goten is veel zwevend stof aanwezig. Het is bekend dat koper, lood en zink zich goed kunnen binden aan zwevend stof. Bij het afkoppelen van hemelwaterafvoer zal het zwevend stof zich op de grond van de wadi, de toplaag in de tuin of in het infiltratiekrat afzetten. Koper, lood en zink zullen dan eerst gedesorbeerd moeten worden alvorens verder transport naar het grondwater kan plaatsvinden. Die desorptie zal zeker plaatsvinden, en dat proces kan versneld worden door decompositie van de veelal organische matrix. Bij oxidatie van de organische matrix ontstaat veel DOC, die het neerwaarts transport van de zware metalen kan versnellen.

3.8.2 Watertransport

Tekstbox 3.20 Watertransport in de bodem

De verspreidingsberekeningen houden alleen rekening met vertikaal watertransport.

Om de belasting van het grondwater door een emissie op of in de bodem te bepalen worden er modelberekeningen uitgevoerd. Hierbij wordt rekening gehouden met vertikaal transport van water en daarin opgeloste stoffen. Vertikaal transport is afhankelijk van de neerwaartse snelheid van de stroming van het grondwater. In dit opzicht is er een groot verschil tussen de klei- en zandgebieden in Nederland. Verticale stroming van het grondwater wordt voornamelijk veroorzaakt door de aanvulling van het grondwater door regenwater.

⁴ Er is hier gekozen om de beoordelingsmethode, en dus ook de eindpunten, consistent te houden met de beoordeling van steenachtige bouwstoffen. Daarom is het advies van de TCB om de bovenste 30 cm van de grond te beoordelen in plaats van de bovenste meter niet opgevolgd. Door de concentratie te middelen over een hele meter worden de risico's onderschat; hoge concentraties in de toplaag worden namelijk gecompenseerd door lagere concentraties dieper in het profiel.

De infiltratiesnelheid van water in klei en veen is in het algemeen erg klein en onvoldoende voor de verticale afvoer van grote hoeveelheden regenwater. Derhalve zal in klei en veengebieden voornamelijk via horizontaal transport naar het oppervlaktewater of het rioleringsysteem afgevoerd worden. Infiltratievoorzieningen worden zodanig ontworpen dat zij een goede doorlatendheid hebben.

Horizontale grondwaterstroming en verdunning worden in de verspreidingsberekeningen niet meegenomen. Dit heeft verschillende redenen (zie ook: Verschoor en Swartjes, 2008).

- Nederland bestaat voor een groot deel (ongeveer voor de helft) uit goed doorlatende zandgronden. In deze zandgronden treedt hoofdzakelijk vertikaal transport op, dat zich wel tot 100 meter diep kan voortzetten alvorens de route in horizontale richting afbuigt.
- In slecht doorlatende grondsoorten is veelal een drainagesysteem aangelegd, waarmee water wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater. Het uitrekenen van concentraties in het bovenste grondwater geeft dan een beeld van de concentraties die in het oppervlaktewater terechtkomen.
- Horizontaal transport en verdunning worden sterk bepaald door lokatiespecifieke omstandigheden. In de generieke risicobeoordeling die in dit rapport wordt gepresenteerd gaan we uit van een 'realistic worst case'. Dit betekent dat in actuele risico's op specifieke locaties kleiner of gelijk zijn aan de berekende risico's. Met andere woorden, verdunning kan een plaats hebben in locatiespecifieke risicobeoordelingen, zoals bijvoorbeeld door waterbeheerders kunnen worden gemaakt.
- Ook in andere generieke risicobeoordelingen wordt verdunning niet meegenomen, om hierboven genoemde redenen. Voor de emissiewaarden van steenachtige bouwstoffen en voor de toelatingsbeoordeling van bestrijdingsmiddelen wordt alleen rekening gehouden met vertikaal transport.
- Het rekenen met vertikaal transport alleen geeft een duidelijk beeld van de 'input' van stoffen in het grondwater. 'Input' is een belangrijke term in de Kaderrichtlijn Water. Indien verdunning zou worden meegenomen raakt men het zicht op de werkelijke 'input' kwijt. Voor locatiespecifieke toetsing is het wel mogelijk rekening te houden met verdunning.

3.8.3 Bronterm

Tekstbox 3.21 Bronterm

De verspreidingsberekeningen worden uitgevoerd met een mengsel van anorganische stoffen, die gelijktijdig infiltreren en concurreren om bindingsplaatsen in de bodem.

Gelijktijdig met het afspoelen van zink, koper en lood bevat het regenwater andere elementen die het gedrag van koper, zink en lood kunnen beïnvloeden. De bronterm is een chemische beschrijving (soort en hoeveelheid van de elementen) van het regenwater, waar het model mee kan rekenen. Omdat in de speciatieberekeningen stoffen elkaar onderling beïnvloeden is het van belang hier een goede keuze in te maken.

Voor de steenachtige materialen is een bronterm ontwikkeld bestaande uit de elementen antimoon, arseen, barium, bromide, cadmium, chloride, chroom, kobalt, koper, lood, molybdeen, nikkel, seleen, tin, zink en sulfaat. Calcium en natrium zijn toegevoegd omdat dit macro-elementen zijn die van nature in de bodemoplossing voorkomen. De overige elementen hebben een hoeveelheid in de bronterm die in de meest kwetsbare van de drie grondsoorten precies leidt tot een concentratie die gelijk is aan de maximaal toelaatbare toevoeging

(MTT). Achtergrondconcentraties in de bodem zijn zowel in de modelberekening als in de risicogrens geëlimineerd.

Om aan te geven hoe bepalend de aanname over het voorkomen van een cocktail aan stoffen is voor de concentraties van koper, lood en zink, zijn ook berekeningen gedaan waarbij naast koper, lood of zink alleen de macro-elementen CaSO_4 en NaCl voorkomen.

De emissie van koper, zink en lood uit bouwmetalen is een constant en ‘oneindig’ proces. Dit is wezenlijk verschillend van de steenachtige bouwstoffen, waar de emissie op een gegeven moment vermindert door uitputting van het materiaal. Concentraties van koper, lood en zink in de bronterm zijn berekend op basis van afspoelsnelheden, waterfluxen en oppervlak van materialen en zijn weergegeven in Tabel 3.11.

3.8.4 Gevoeligheid en onzekerheidsanalyse

De uitkomsten van de modelberekeningen zijn erg gevoelig voor bepaalde invoerparameters. Veel van die invoerparameters zijn in de praktijk erg variabel. Nederland bestaat uit vele bodemtypes, met verschillende fysische, chemische en hydrologische eigenschappen. Om enig zicht te krijgen op de variatie in mogelijke uitkomsten wordt daarom gerekend met een gemiddelde zand-, veen- en kleigrond. De gevoeligheid voor bepaalde invoerparameters is niet voor alle scenario's hetzelfde en daarom wordt hier voor wadi's en infiltratie in tuinen een beknopte onzekerheidsanalyse gedaan.

In het wadi-scenario met zand worden gevarieerd:

- pH: in de range van 5-7;
- organische stof 3,6-10%;
- achtergrondconcentraties in de bronterm 10x zo hoog als de afspoeling van bouwmetalen, door emissie van andere bronnen;
- samenstelling bronterm: andere elementen op het niveau van regenwater in plaats van op het niveau van het bouwstoffencocktail.

Voor de invulling van DOC als invoerparameter is gebruikgemaakt van een regressierelatie die ook voor de berekende emissiewaarden in het Besluit Bodemkwaliteit is toegepast (Römkens et al., 2004). Het onderzoek naar DOC is in ontwikkeling. Door betere monsternamen en analysemethoden ontstaan er nieuwe en betere gegevens over het DOC-gehalte in de bodem. Alterra heeft door toepassing van nieuwe monsternametechnieken een andere regressielijn voor het verband tussen bodemeigenschappen en DOC afgeleid. De resultaten van dat onderzoek zijn bij het schrijven van dit rapport nog niet gepubliceerd. Volgens de nieuwe monsternametechniek zouden de DOC-gehalten in zand een factor 3 lager moeten zijn.

In het scenario ‘infiltratie naar tuinen met zand’ wordt het DOC-gehalte daarom gevarieerd, terwijl het totaal organische stofgehalte gelijk blijft. In de variant wordt gerekend met een 3x zo laag DOC-gehalte als standaard werd aangenomen.

4 Berekende concentraties in het milieu

In dit hoofdstuk worden de berekende concentraties voor de verschillende scenario's gepresenteerd; in paragraaf 4.1 voor het oppervlaktewater en in paragraaf 4.2 voor bodem en grondwater. Resultaten van de onzekerheidsanalyse zijn beschreven in paragraaf 4.3.

4.1 Concentraties in oppervlaktewater

4.1.1 Gebiedseigen water in een woonwijk

In deze paragraaf wordt de potentiële belasting van het oppervlaktewater van een woonwijk gepresenteerd. In Tabel 4.1 worden de concentraties gegeven als een woonwijk beschouwd wordt als een gesloten systeem met een eigen waterhuishouding. Hierbij treedt geen verdunning op met water van buitenaf, bijvoorbeeld door het bemalen of doorspoelen van de sloten of kanalen.

Tabel 4.1 Concentratietoename koper, lood en zink ($\mu\text{g/L}$) in het gebiedseigen water van een woonwijk met 2000 woningen/ km^2 . Vetgedrukt zijn concentraties die de MTT overschrijden.

	Concentraties in run-off water na verdunning met overig water in de woonwijk, ($\mu\text{g/L}$)		
	Cu	Pb	Zn
MTT totaal	2,7	217	28
goot	17		35
dak+goot	390		800
slabben		9,3	
gevel	73		150

In Tabel 4.1 is te zien dat het gebruik van loodslabben niet leidt tot overschrijding van de maximaal toelaatbare toevoeging. Goten leiden bij een aangenomen woningdichtheid van 2000 huizen/ km^2 na verdunning met water dat afstroomt van andere verharde oppervlakken (zoals wegen en erven) wél tot overschrijding van de maximaal toelaatbare toevoeging voor koper en zink. Indien de wijk volledig zou zijn uitgevoerd met koperen daken en goten óf zinken daken en goten wordt in het gebiedseigen water van de wijk zelfs het niveau van de interventiewaarde voor grondwater overschreden of geëvenaard. Daar moet wel bij aangetekend worden dat dit gebiedseigen water (nog) geen grondwater is en door binding aan zwevend stof en retardatie in de bodem wordt opgehouden.

Het scenario voor gebiedseigen water is een 'worst-case berekening' en is hier doorgerekend om de grenzen van de risicobeoordeling te verkennen. Indien uit deze eenvoudige, verkennende berekeningen geen of zeer geringe overschrijdingen naar voren komen, zou een verdere evaluatie met ingewikkelder modellen niet meer nodig zijn. Echter, de overschrijdingen met deze verkennende berekening leiden ertoe dat twee vervolgstappen worden uitgevoerd:

- een berekening van het maximaal toelaatbaar woningen uitgevoerd met koper, respectievelijk zinken goten en daken (zie paragraaf 6.3);
- berekeningen waarbij het water uit de wijk wordt afgewaterd en verdund in langsstromend oppervlaktewater (zie paragraaf 4.1.2).

4.1.2 Lozingen op stromend oppervlaktewater

In deze paragraaf wordt beschreven welke concentratietoenames er worden verwacht als water uit een woonwijk of een van een enkele woning verdund wordt in langsstromend oppervlaktewater. Tevens worden de schattingen gepresenteerd van de concentratietoename ten gevolge van de lozingen van RWZI's.

Tabel 4.2 Concentratietoename koper, lood en zink (µg/L) aan het einde van de mengzone in het oppervlaktewater, berekend met de emissie-immissietoets. Vetgedrukt zijn concentraties die 0,1*MTR overschrijden.

	$\Delta[\text{Cu}^{2+}] \text{ }\mu\text{g/L}$			$\Delta[\text{Pb}^{2+}] \text{ }\mu\text{g/L}$			$\Delta[\text{Zn}^{2+}] \text{ }\mu\text{g/L}$		
0,1*MTR totaal	0,38			22			4		
	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier
Eén woning (gemiddelde van vrijstaand en rijtjeswoning)									
Goot	<0,1	<0,1	<0,1				<0,1	<0,1	<0,1
Dak + goot	0,1	<0,1	<0,1				0,1	<0,1	<0,1
Slabben				<0,1	<0,1	<0,1			
Woonwijk (2000 woningen/km²)									
Goot	5	0,7	0,1				10	1	0,2
Dak + goot	108 ¹	15 ¹	2				224	32	4
Slabben				25	0,4	<0,1			
RWZI-gescheiden	Leidingen			Leidingen			Leidingen		
Ongezuiverd									
gemiddeld	24	8	1	0,3	0,1	<0,01	8	2	0,4
laag	19	5	1	0,2	0,1	<0,01	7	1	0,2
hoog	24	10	2	0,3	0,1	<0,01	8	2	0,7
Gezuiverd									
gemiddeld	1,8	0,6	0,1	0,04	<0,01	<0,01	1,1	0,3	0,05
laag	1,5	0,4	0,1	0,04	<0,01	<0,01	0,9	0,2	0,03
hoog	1,9	0,8	0,2	0,05	<0,01	<0,01	1,2	0,3	0,09
RWZI-gemengd	Leidingen			Leidingen en slabben			Goten		
Ongezuiverd									
gemiddeld	15	4	0,7	5	1	0,2	13	3	0,6
laag	13	3	0,4	3	0,9	0,1	10	2	0,3
hoog	16	5	1,2	4	2	0,3	13	4	1
Gezuiverd									
gemiddeld	1,2	0,3	0,1	0,6	0,2	0,03	1,8	0,5	0,1
laag	0,9	0,2	0,03	0,5	0,2	0,02	1,5	0,3	0,1
hoog	1,2	0,4	0,1	0,7	0,3	0,06	1,9	0,6	0,2

Uit de vergelijking van Tabel 4.1 en Tabel 4.2 kan afgeleid worden dat door verdunning van run-off met water van buiten de wijk (in stromende watergangen) de concentraties aanzienlijk lager worden. Een gehele woonwijk uitgevoerd met koperen goten zou in de genoemde sloten nog tot normoverschrijding kunnen leiden. Een wijk geheel uitgevoerd met koperen of zinken daken leidt tot forse overschrijding. Dit laatste komt niet voor, maar is als indicatie meegenomen in de risicobeoordeling. De resultaten geven aan dat ergens tussen één woning en een hele woonwijk een kritieke hoeveelheid kan worden berekend. In paragraaf 6.3 wordt dit verder uitgewerkt.

De beoordeling hangt sterk af van de gekozen debieten en dimensies. Opgemerkt moet worden dat het systeem met de minste verdunning, de sloot, een relatief brede sloot is met een relatief goede doorstroming. In kleinere kavelsloten met stilstaand water zal het run-offwater nauwelijks verdund worden en kunnen concentraties verwacht worden als in Tabel 4.1. Waar De Nijs en De Greef (1991) berekend hebben dat de gemiddelde verdunningsfactor van RWZI-effluent een factor 10 is, blijkt uit Tabel 4.2 dat de verdunning varieert van een factor 2-40 afhankelijk van de omvang van het oppervlaktewater en het debiet van de RWZI.

De invloed van koperen leidingen is door ongezuiverde lozingen van RWZI's duidelijk merkbaar. De overstorten van zowel gemengde als gescheiden stelsels voldoen niet aan de emissie-immissietoets. In de gescheiden stelsels is ook na zuivering de kopertoeename in het ontvangend oppervlaktewater hoger dan $0,1 \cdot \text{MTR}$.

4.2 Concentraties in bodem en grondwater

4.2.1 Standaardscenario

Het standaardscenario gaat uit van de infiltratie van 300 L water/m² bodem. Voorts is in dit scenario uitgegaan van de afspoeling van 1 m² bouwmetalen per m² bodem. De resultaten van de berekeningen zijn samengevat in Tabel 4.3. Voor bodem is dat de concentratie na 100 jaar (dus op $t=100$ jaar), voor het grondwater is dat de piekconcentratie binnen 100 jaar.

Tabel 4.3 Concentratietoename van koper, lood en zink in de bovenste meter van bodem en grondwater volgens de standaardrekenmethode. Infiltratiesnelheid 300 mm/jaar. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm ($\mu\text{g/L}$)	$\Delta C_{\text{grondwater}}$ ($\mu\text{g/L}$)	ΔC_{bodem} (mg/kg)
MTT Cu		1,1	3,4
zand	4000	7,5	78
klei		0,01	83
veen		<0,001	180
MTT Pb		11	55
zand	7333	0,1	21
klei		0,002	22
veen		<0,001	46
MTT Zn		7,3	16
zand	7667	490	140
Klei		0,017	160
veen		<0,001	350

In alle drie de bodemtypes wordt de $\text{MTT}_{\text{bodem}}$ overschreden. Koper, lood en zink hopen zich in deze standaardberekening vooral op in de toplaag van de bodem. In de grafieken in Bijlage 6 is te zien dat de gemiddelde concentratioetoeename in de bovenste 30 cm van de bodem de interventiewaarde overschrijdt.

De accumulatie van koper, lood en zink in het bodemprofiel en het verloop van grondwaterconcentraties in de tijd is grafisch weergegeven in Bijlage 6.

In de grafieken in Bijlage 6 is te zien dat alleen in grondwater onder zandgrond de concentraties koper, lood en zink beginnen te stijgen. Van echte piekconcentraties is nog geen sprake. Onder klei en veen is nog geen concentratiestijging waarneembaar. De concentraties koper en zink overschrijden in het grondwater onder zand de MTT. Voor lood is dat niet het geval.

Vergelijking bodemtypes

Er is voor de drie bodemtypes zand, klei en veen onderzocht hoe de concentraties in de tijd veranderen. Hierbij worden alleen de verschillen in de chemische eigenschappen in beschouwing genomen. De hydrologische verschillen zijn niet onderzocht omdat ervan wordt uitgegaan dat de doorlatendheid van een wadi aan bepaalde eisen moet voldoen. De drie bodemtypes hebben dus dezelfde doorlatendheid. De chemische eigenschappen van klei en veen laten een beduidend lagere zinkconcentratie in het grondwater zien voor de veengrond. Voor koper en lood is te zien dat het transport in klei en veen langzamer verloopt dan in zand.

Het omgekeerde is waarneembaar in de bodemprofielen. Daar zijn de concentraties het hoogst in veen, dan in klei en zand heeft de laagste concentraties. Lood overschrijdt in geen van de bodemtypes de MTT. Klei en veen bieden, door hun hogere bindingscapaciteit, een grotere bescherming voor emissies naar het grondwater. Dit leidt echter tot overschrijding van MTT-waarden in het bodemcompartiment. Terwijl in zand alleen in de toplaag zeer geringe overschrijdingen van de MTT worden gevonden, zijn er voor klei en veen hoge overschrijdingen voor koper en zink te verwachten in het gehele bodemprofiel.

De verschillen tussen de drie bodemtypen zijn een gevolg van de gecombineerde effecten van pH, organische stofgehalte, kleigehalte en ijzer- en aluminium(hydr)oxides. De effecten van pH en organische stof zijn apart in beeld gebracht voor het zandprofiel (zie paragraaf 3.8.4).

4.2.2 Wadi's

De concentraties koper, lood en zink waarmee de wadi wordt gevoed (de bronterm) zijn overgenomen uit Tabel 3.11. In het grondwater en de toplaag van wadi's worden binnen 60 jaar de volgende concentraties verwacht (zie Tabel 4.4):

Onder de gegeven omstandigheden treedt binnen 60 jaar in zand volledige doorbraak op en worden in het grondwater concentraties bereikt die gelijk zijn aan de concentraties in het run-offwater. Voor koper en zink leidt dit tot overschrijding van de MTT. Voor lood is de bronterm lager dan de MTT en zal dus ook de concentratie in het grondwater de MTT niet overschrijden. In klei en veen vindt geen volledige doorbraak plaats, maar overschrijden de koper- en zinkconcentraties na 60 jaar wel de MTT grondwater en de MTT-bodem. Dat geldt zowel voor scenario's met alleen goten als voor scenario's met daken en goten uitgevoerd in zink of koper.

Tabel 4.4 WADI's: concentratietoename van koper, lood en zink in de bovenste meter van bodem (mg/kg) en grondwater ($\mu\text{g/L}$) ten gevolge van het gebruik van goten, daken en slabben. Infiltratiesnelheid 6000 mm/jaar. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm (µg/L)	ΔC _{grondwater} (µg/L)	ΔC _{bodem} (mg/kg)
Koperen goten		MTT 1,1	3,4
Zand	47	47	2,2
Klei		43	5,3
Veen		18	40
Loodslabben		MTT 11	55
Zand	25	25	1,2
Klei		22	3,4
Veen		9,3	21
Zinken goten		MTT 7,3	16
Zand	93	89	4,8
klei		54	15
veen		22	66

Bronterm (µg/L)		ΔC _{grondwater} (µg/L)	ΔC _{bodem} (mg/kg)
Koperen goten en daken		MTT 1,1	3,4
zand	1032	1030	49
klei		950	120
veen		380	870
Loodslabben		MTT 11	55
zand	25	25	1,2
klei		14	4,2
veen		9,4	21
Zinken goten en daken		MTT 7,3	16
zand	2135	2050	110
klei		630	420
veen		450	1600

4.2.3 Afkoppeling en infiltratie via infiltratiekoffer.

Bij het afkoppelen van regenwater naast de woning gaat het veelal om het meteen op diepte brengen van het hemelwater. Een ingewikkelde modelberekening is daarom niet nodig. Verwacht wordt dat concentraties in het grondwater vrij snel de opgeloste concentraties in het run-offwater weerspiegelen. Een correctie voor de binding aan zwevend stof wordt hierbij uitgevoerd.

Gaan we uit van de gegevens die STOWA (Boogaard en Lemmen, 2007) vooralsnog presenteert, dan kunnen de opgeloste concentraties koper een factor 3 lager zijn, de loodconcentraties kunnen een factor 10 lager zijn en de zinkconcentraties kunnen een factor 2,5 lager zijn dan de totaalconcentraties (zie ook paragraaf 3.3.4).

Tabel 4.5 INFILTRATIEKOFFERS: concentratietoename van opgelost koper, lood en zink in het bovenste grondwater bij afvoer van hemelwater naar infiltratiekratten of grindkoffers naast de woning. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm (µg/L)	% opgelost	$\Delta C_{\text{grondwater}}$ (µg/L)
Cu-MTT			1,1
Goten	116	34	39
goten + daken	2500		850
Pb-MTT			11
Slabben	45-83	10	4,5-8,3
Zn-MTT			7,3
goten	234	42	97
goten + daken	5000		2100

Het afgevoerde water wordt niet verdund met water dat van overige verharde oppervlakken afspoelt, zoals dat bij een wadi wel het geval is. Concentraties in Tabel 4.5 zijn daarom hoger dan die voorspeld worden na infiltratie in een wadi (Tabel 4.4).

Rioned (Boogaard en Rombout, 2008) heeft het functioneren van ondergrondse infiltratievoorzieningen laten onderzoeken. Naast literatuuronderzoek zijn er op vijf locaties metingen verricht. De concentraties van opgeloste metalen zoals gerapporteerd in Tabel 4.5 liggen in dezelfde orde van grootte als gemeten in een aantal peilbuizen uit de Rioned-studie. Daarnaast wordt in de studie opgemerkt:

‘De bodem is een heterogeen medium; het stofgedrag is complex en van vele factoren afhankelijk. Dus voor ‘harde’ conclusies over de gevolgen van regenwaterinfiltratie voor het milieu zijn vele metingen, goede documentatie en interpretatie van de verschillende invloedsfactoren en parameters nodig.’

Een generieke modelberekening geeft slechts een indruk van potentiële effecten. Verschillen met praktijkstudies (onder andere Boogaard en Rombout, 2008; Özgen, 2001) treden onder andere op doordat:

- metalen binden aan zwevend stof en slib;
- andere verharde oppervlakken bijdragen aan de afspoeling;
- boringen op enige afstand van de infiltratievoorziening zijn genomen;
- metalen in de bodem rondom de infiltratievoorziening alsnog gebonden worden;
- natuurlijke fluctuaties in de grondwaterkwaliteit optreden.

4.2.4 Afwateren en infiltratie in tuinen

Er zijn situaties waarin gevels en afgekoppelde daken en goten hun water naar het bijgelegen onverharde oppervlak (bijvoorbeeld de tuin) afvoeren en infiltreren.

De hoeveelheid regenwater van het dak wordt afgevoerd op een oppervlak dat net zo groot is als de woning. Naast de regen dat van het dak valt, is er nog de normale neerslag van 800 mm op de tuin en gaan we uit van een verdamping en wateronttrekking door planten van 500 mm per jaar. De netto-infiltratie komt zo op 1100 mm/jaar.

Figuren van doorbraak naar het grondwater en ophoping in de bodem zijn gegeven in Bijlage 11.

Tabel 4.6 Tuinen: concentratietoename van koper, lood en zink in het bovenste grondwater en de bovenste meter van de bodem na 100 jaar door afspoeling van goten en daken naar de tuin. Effectieve infiltratiesnelheid 1100 mm/jaar. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm (µg/L)	ΔC _{grondwater} (µg/L)	ΔC _{bodem} (mg/kg)
Koperen goot		MTT 1,1	3,4
Zand	84	57	3,9
Klei		3,2	6,2
Veen		0,05	18
Loodslabben		MTT 11	55
zand	47	28	2,3
klei		0,09	3,5
veen		0,03	10
Zinken goot		MTT 7,3	16
zand	170	140	6,6
klei		3,6	13
veen		0,09	36

	Bronterm (µg/L)	ΔC _{grondwater} (µg/L)	ΔC _{bodem} (mg/kg)
Koperen goot en dak		MTT 1,1	3,4
zand	1900	1400	88
klei		51	140
veen		1,0	410
Loodslabben		MTT 11	55
zand	47	26	2,4
klei		0,09	3,5
veen		0,03	10
Zinken goot en dak		MTT 7,3	16
zand	3900	3400	120
klei		21	300
veen		2,7	810

De concentraties in het grondwater bij infiltratie in tuinen is hoger dan bij infiltratie via infiltratiekoffers, omdat er verondersteld is dat in tuinen de metalen gebonden aan zwevend stof vrijkomen en transporteren naar grondwater. Bij de infiltratiekoffers is verondersteld dat het zwevend stof wordt afgevangen in de infiltratiekoffer en dat slechts een deel van metalen naar het grondwater getransporteerd wordt.

Voor de afspoeling van gevels is aangenomen dat het bodemoppervlak dat meedoet aan de infiltratie van het water dat afspoelt van de gevel, net zo groot is als de gevel zelf. Dit komt neer op de aanname in het standaardscenario: 1 m² bouwmetaal spoelt af op 1 m² bodem.

De maximale concentratietoename ten gevolge van de afspoeling van gevels is aangegeven in Tabel 4.7, de bijbehorende doorbraakcurves en bodemprofielconcentraties zijn weergegeven in Bijlage 12.

Tabel 4.7 Tuinen: Toegevoegde concentraties in het bovenste grondwater en de bovenste meter van de bodem na 100 jaar door afspoeling van gevelbeplating. Effectieve infiltratiesnelheid 300 mm/jaar. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm (µg/L)	ΔC _{grondwater} (µg/L)	ΔC _{bodem} (mg/kg)
Koperen gevel		MTT 1,1	3,4
zand	1570	2,9	31
klei		0,006	33
veen		<0,001	71
Zinken gevel		MTT 7,3	16
zand	3133	98	59
klei		0,009	65
veen		<0,001	142

4.2.5 Vangrails

Voor vangrails wordt het verloop van de concentraties in het bovenste grondwater getoond in Bijlage 13.

Een overzicht van de eindpunten is gegeven in Tabel 4.8.

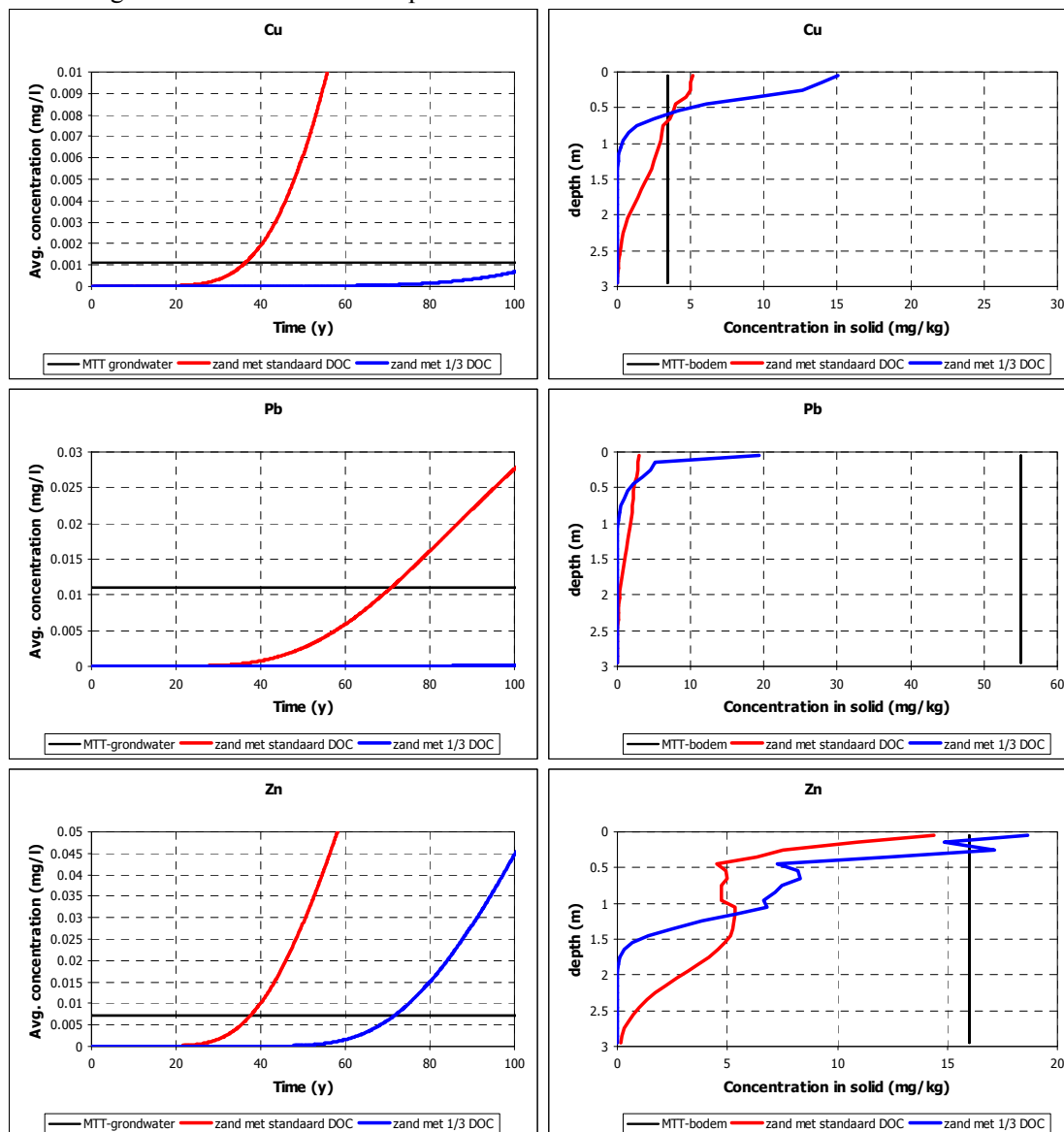
Tabel 4.8 Vangrails: Concentratietoename in het bovenste grondwater en de bovenste meter van de bodem na 30 jaar door afspoeling van vangrails. Effectieve infiltratiesnelheid: 300 mm/jaar. Vetgedrukt zijn overschrijdingen van de MTT.

	Bronterm ($\mu\text{g/L}$)	$\Delta C_{\text{grondwater}}$ ($\mu\text{g/L}$)	ΔC_{bodem} (mg/kg)
Zinken vangrails		MTT 7,3	16
zand	4377	43	67
klei		0,002	73
veen		<0,001	160

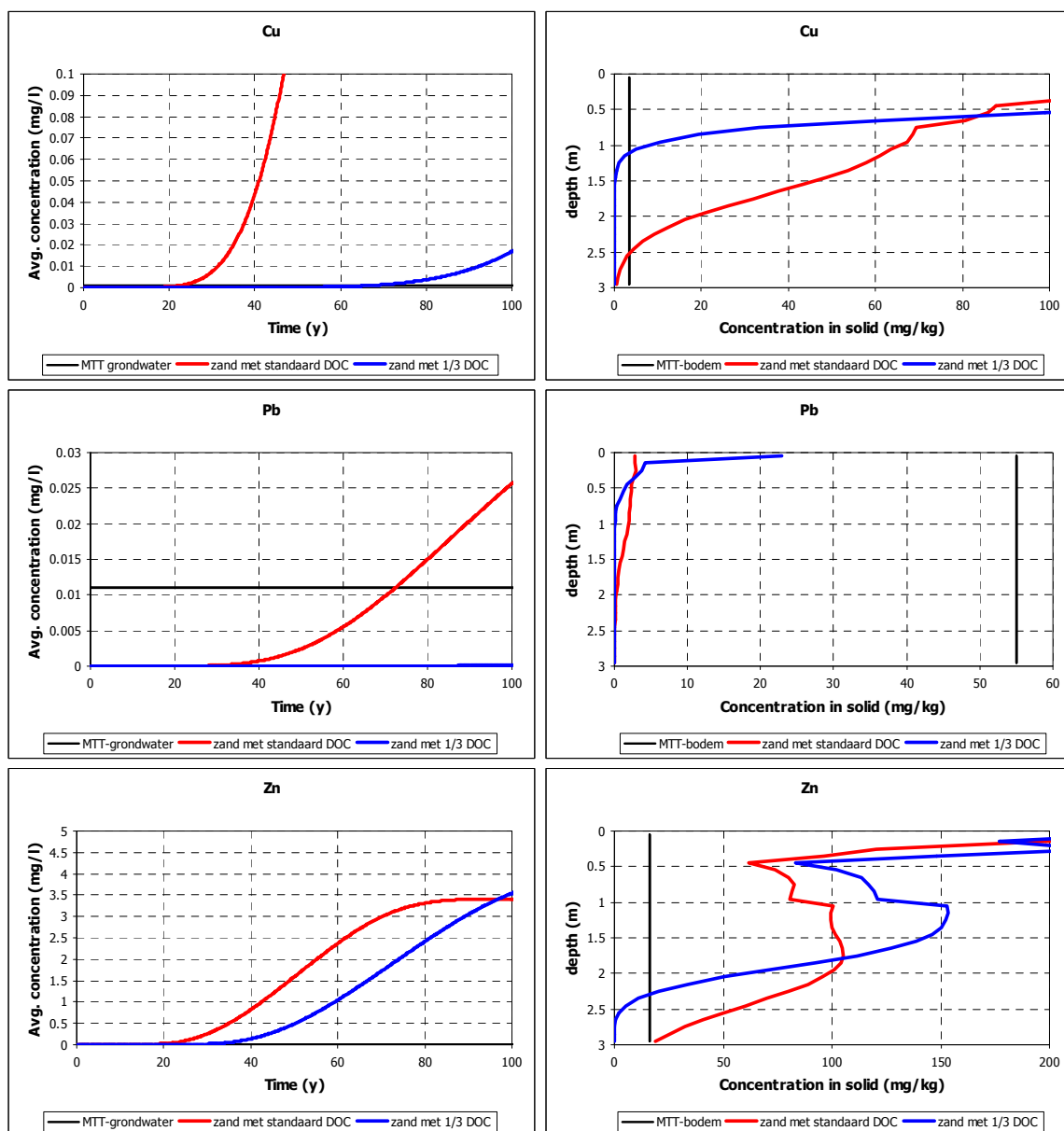
4.3 Onzekerheden van de bodem- en grondwaterberekeningen

4.3.1 Invloed van opgeloste organische stof

Het effect van een lagere DOC-concentratie wordt getoond voor het scenario van vrije infiltratie van daken en goten in tuinen. Het effect is het best te illustreren door naar de grafieken van doorbraak naar het grondwater en accumulatie in de bodem te kijken (zie Figuur 4.1 en Figuur 4.2). De nieuwe berekeningen bij een lager DOC-gehalte worden in de figuren vergeleken met de berekeningen voor het standaardzandprofiel.



Figuur 4.1 Concentratietoename in grondwater (links) en bodem (rechts) ten gevolge van de afspoeling van goten en slabben bij afwatering naar tuinen. Berekeningen met het standaardzandprofiel zijn met rood aangegeven, berekeningen met lager DOC-gehalte zijn met blauw aangegeven. MTT-criteria zijn in de grafiek met een zwarte lijn aangegeven.



Figuur 4.2 Concentratietoename in grondwater (links) en bodem (rechts) ten gevolge van de afspoeling van goten, daken en slabben bij afwatering naar tuinen. Berekeningen met het standaardzandprofiel zijn met rood aangegeven, berekeningen met lager DOC-gehalte zijn met blauw aangegeven. MTT-criteria zijn in de grafiek met een zwarte lijn aangegeven.

In bovenstaande figuren is te zien dat door het lagere DOC-gehalte de doorbraak naar het grondwater van koper, lood en zink wordt vertraagd. Dat kan leiden tot lagere concentraties in het grondwater, maar dat hoeft niet. Uiteindelijk, als volledige doorbraak is opgetreden, zijn de maximale concentraties in het grondwater even hoog. Het is afhankelijk van het tijdsraam waar men naar kijkt of de vertraging van de doorbraak invloed heeft op de risicobeoordeling.

De ophoping van koper, lood en zink in de toplaag van de bodem is hoger in grond met een lager DOC-gehalte.

De accumulatie in zand is in vergelijking met de bodemprofielen veen en klei relatief laag. De bodemrisico's in het rapport zijn gebaseerd op de voorspellingen in veen. Voor veen zijn de berekeningen uitgevoerd met een gemeten DOC-gehalte van 100 mg/L.

4.3.2 Invloed van pH, totaal gehalte organische stof en de bronterm

De invloed van pH, totaal gehalte organische stof en concentraties in de bronterm op de uitspoeling en accumulatie van koper, lood en zink is doorgerekend voor wadi's. De gevoeligheid voor diverse factoren kan het best geïllustreerd worden aan de hand van de doorbraakcurven en bodemconcentratieprofielen in bijlagen 8, 9 en 10. De gevoeligheid is voor koper, lood en zink verschillend.

Gevoeligheid voor pH

Koper en lood zijn vrijwel ongevoelig voor variatie in de pH. Bij zink is wél variatie waarneembaar in de doorbraakcurves en de concentraties in het bodemprofiel. Echter, volledige doorbraak treedt in al die gevallen op en dus zijn de maximumconcentraties in het grondwater ongevoelig voor de aangenomen pH-waarde. Hieruit kan worden geconcludeerd dat onder de gegeven omstandigheden de uitspoeling en accumulatie van koper, lood en zink ten gevolge van de afspoeling van bouwmetalen nauwelijks wordt beïnvloed door onzekerheden met betrekking tot de pH.

Gevoeligheid voor het organische stofgehalte

De standaardzandgrond die gebruikt wordt, heeft in de toplaag een gemiddeld gehalte organische stof van 3,6% en een DOC-gehalte van 125 mg DOC/L (zie bijlage 4). In Bijlage 9 zijn de doorbraakcurves getoond als de grond een hoger gehalte organische stof zou hebben, namelijk 10% organische stof en een DOC van 250 mg/L. In paragraaf 4.2.4 wordt verder ingegaan op de gevoeligheid voor DOC, waarbij het DOC is verlaagd, bij een gelijkblijvend gehalte organische stof.

De mobiliteit van koper, lood en zink neemt dan af en doorbraak vindt later plaats (circa 5-10 jaar later). Maximumconcentraties in het grondwater zijn echter even hoog als in de grond met een lager gehalte organische stof en worden binnen een periode van 60 jaar bereikt. De lagere mobiliteit leidt tot een grotere accumulatie van koper, lood en zink in de toplaag. In een toplaag met gemiddeld 3,6% organische stof nemen de concentraties koper, lood en zink toe.

Gevoeligheid van hogere achtergrondconcentraties

Koper en lood zijn vrijwel ongevoelig voor een 10x zo hoge achtergrondconcentratie van koper, lood en zink (bijvoorbeeld ten gevolge van de bijdrage van andere bronnen, zoals verkeer). De adsorptie van zink wordt relatief minder als rekening wordt gehouden met een 10x hogere achtergrondconcentratie en doorbraak naar het grondwater vindt eerder plaats. De maximumconcentratie zink in het grondwater blijft echter gelijk; de concentratie in het bodemprofiel (ten gevolge van afspoeling bouwmetalen) is iets hoger. Hieruit kan worden geconcludeerd dat onder de gegeven omstandigheden de uitspoeling en accumulatie van koper, lood en zink ten gevolge van de afspoeling van bouwmetalen nauwelijks worden beïnvloed door de eventuele andere emissiebronnen.

Gevoeligheid voor andere samenstelling van de bronterm

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een bronterm waarin naast koper, lood en zink ook andere elementen aanwezig zijn. Hiervoor is gebruikgemaakt van de bouwstoffcocktail (zie Verschoor et al., 2006). Deze bevat concentraties die leiden tot concentraties in bodem- en grondwater die

de MTT niet overschrijden. Aangezien het ORCHESTRA-model de interacties van elementen onderling berekent, is onderzocht hoe gevoelig de uitkomsten zijn voor deze aanname. In plaats van de bouwstoffcocktail is een regenwatercocktail samengesteld. Hierbij is gebruikgemaakt van gegevens van het landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling, data 1999-2000 (Stolk, 2001a; 2001b). Alleen koper-, lood- en zinkgehalten zijn in de bronterm hoger, door afspoeling van bouwmetalen. Uit de berekeningen blijkt dat het concentratieverloop van koper, lood en zink in zandgrond niet verschilt tussen berekeningen met bouwstoffcocktail of regenwatersamenstelling. Aangezien de curven een gelijk verloop vertonen, worden ze in dit rapport niet als aparte figuren gepresenteerd.

Vergelijking met andere studies

Schipper en Dijkstra hebben in 2001 een praktijkstudie naar een wadi in Houten uitgevoerd. In deze studie zijn metingen verricht aan de oplading van de bodem, aan het grondwater na passage van de toplaag en aan het veegvuil dat in het afspoelend water terechtkomt. Met deze gegevens zijn vervolgens modelberekeningen uitgevoerd om de langetermijneffecten van de infiltratie van water, verontreinigd met onder andere zware metalen, te voorspellen. Uit deze berekeningen bleek dat koper en zink de meest kritische elementen zijn. Na 15 jaar raakte de toplaag verzadigd met zink waardoor de zuiverende werking sterk afnam. Na 10 jaar werd de interventiewaarde van de bodem overschreden. De resultaten in de studie van Schipper en Dijkstra (2001) komen wat de doorbraaktijd betreft in grote lijnen overeen met de schattingen die voor de drie standaardgronden zand, klei en veen zijn gedaan. De concentraties in de studies van Schipper en Dijkstra zijn hoger dan die in Tabel 4.4, omdat zij ook metalen uit andere bronnen (verkeersgerelateerde emissies) in hun modelberekeningen hebben meegenomen.

5 Risicobeoordeling

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de risico's van bouwmetalen voor oppervlaktewater, bodem en grondwater. Hiertoe worden de berekende concentraties uit hoofdstuk 4 vergeleken met verschillende toetscriteria. In de tabellen is met kleur aangegeven in welke mate de toetscriteria worden overschreden:

Groen: $RI \leq 1$ concentraties blijven onder het criterium,
 Oranje: $1 < RI \leq 10$ concentraties overschrijden het criterium maximaal met factor 10,
 Rood: $RI > 10$ concentraties overschrijden het criterium met meer dan factor 10.

5.1 Oppervlaktewater

5.1.1 Toetsing

Concentraties van koper, lood en zink in het oppervlaktewater zijn berekend in paragraaf 4.1. Hoe deze concentraties zich verhouden tot milieukwaliteitscriteria is aangegeven met een overschrijdingsfactor ten opzichte van verschillende criteria. In Nederland is het gebruikelijk om concentraties van metalen die ook van nature voorkomen te toetsen aan de Maximaal Toelaatbare Toevoeging. Vanuit de Technische Commissie Nieuwe en Bestaande stoffen worden Europese PNEC- en PNEC_{added}-waarden voorgesteld. De lidstaten hebben de PNEC's nog niet overgenomen in hun nationale wetgeving. De toetsing aan de PNEC_{added} is hier uitgevoerd om te zien of hieruit een ander beeld ontstaat op de voorspelde risico's. VROM zou hier dan in de verdere beleidsvorming rekening mee kunnen houden.

5.1.2 Gebiedseigen water van een woonwijk

Concentraties van koper, lood en zink van het gebiedseigen water van een woonwijk zijn berekend in paragraaf 4.1. Het afspoelende water van daken en goten wordt niet verdund in stromend water van buitenaf, maar wel verdund met water dat in de rest van de woonwijk valt.

Tabel 5.1 Overschrijdingsfactoren van het eigen water in een woonwijk.

Overschrijdingsfactor = $\Delta C / MTT$ of $\Delta C / PNEC$

	Overschrijdingsfactor MTT				Overschrijdingsfactor PNEC		
	Cu	Pb	Zn		Cu	Pb ¹	Zn
goot	6		1,3		1,3		1,0
dak 45	140		27		28		23
dak+goot	140		29		30		24
dak 7	130		25		27		20
slabben		0,04				1,3	
gevels	27		5		6		4

¹ Voor lood is de AA-EQS genomen die opgelegd wordt door de richtlijn Prioritaire stoffen.

Tabel 5.6 toont hoge overschrijdingen voor zink en koper in gebiedseigen water. Als getoetst wordt aan de in Europa voorgestelde PNEC's dan zijn de risico's van koper lager dan wanneer getoetst wordt aan de Nederlandse MTT-waarden.

5.1.3 Verdunning van afvoer hemelwater in stromend oppervlaktewater

Het hemelwater wordt als een lozing wordt beschouwd als die via verzamelleidingen op het oppervlaktewater uitkomt. Daarop wordt de toetsing volgens de CIW-emissie-immisietoets losgelaten. De achtergronden hiervan zijn beschreven in paragraaf 2.2. Achtereenvolgens is de concentratietoename vergeleken met:

- 0,1*MTR Tabel 5.2
- MTT Tabel 5.3
- 0,1*PNEC Tabel 5.4
- PNEC_{added} Tabel 5.5

Tabel 5.2 0,1 * MTR - overschrijdingsfactor voor lozingen op (stromend) oppervlaktewater.

Overschrijdingsfactor = $\Delta C / (0,1 * MTR)$

	Cu			Pb			Zn		
	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier
Directe lozingen op oppervlaktewater									
woning (gemiddelde van vrijstaand en rijtjeswoning)									
Goot	<0,01	<0,01	<0,01				0,003	<0,01	<0,01
Dak 45° + goot	0,2	0,03	<0,01				0,03	0,005	<0,01
Slabben				<0,01	<0,01	<0,01			
Woonwijk									
Goot	13	1,8	<0,01				2	0,4	0,04
Dak + goot	284	41	4				56	8	0,9
Slabben				1,1	0,02	<0,01			
RWZI-gescheiden (vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	63	20	3	0,01	<0,01	<0,01	2	0,5	0,09
laag	50	13	2	0,01	<0,01	<0,01	2	0,4	0,05
hoog	63	27	5	0,01	<0,01	<0,01	2	0,6	0,16
Gezuiverd									
gemiddeld	5	1,6	0,2	<0,01	<0,01	<0,01	0,3	0,07	0,01
laag	4	1,0	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,2	0,05	0,01
hoog	5	2,1	0,4	<0,01	<0,01	<0,01	0,3	0,08	0,02
RWZI-gemengd (regenwater + vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	41	10	1,9	0,2	0,06	0,01	3	0,8	0,2
laag	33	7	1,0	0,1	0,04	0,005	3	0,6	0,08
hoog	41	12	3	0,2	0,08	0,02	3	1,0	0,3
Gezuiverd									
gemiddeld	3	0,8	0,2	0,03	0,01	0,002	0,5	0,1	0,02
laag	3	0,6	0,08	0,02	0,01	0,001	0,4	0,09	0,01
hoog	3	0,9	0,3	0,03	0,02	0,003	0,5	0,1	0,04

Tabel 5.3 MTT-overschrijdingsfactor voor lozingen op (stromend) oppervlaktewater.
Overschrijdingsfactor = $\Delta C / MTT$

	Cu			Pb			Zn		
	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier
Directe lozingen op oppervlaktewater									
woning (gemiddelde van vrijstaand en rijtjeswoning)									
Goot	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	<0,01	<0,01
Dak 45° + goot	0,03	0,004	<0,01				0,004	0,001	<0,01
Slabben				<0,01	<0,01	<0,01			
Woonwijk									
Goot	1,8	0,3	<0,01				0,4	0,05	0,01
Dak + goot	40	6	0,6				8	1,1	0,13
Slabben				0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
RWZI-gescheiden (vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	9	3	0,4	<0,01	<0,01	<0,01	0,29	0,07	0,01
laag	7	2	0,2	<0,01	<0,01	<0,01	0,23	0,05	0,01
hoog	9	4	0,7	<0,01	<0,01	<0,01	0,29	0,08	0,02
Gezuiverd									
gemiddeld	0,7	0,2	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	<0,01
laag	0,6	0,1	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01
hoog	0,7	0,3	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	<0,01
RWZI-gemengd (regenwater + vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	6	1,4	0,3	0,02	0,01	0,001	0,5	0,1	0,02
laag	5	1,0	0,1	0,01	<0,01	0,001	0,4	0,08	0,01
hoog	6	1,7	0,5	0,02	0,01	0,002	0,5	0,1	0,04
Gezuiverd									
gemiddeld	0,4	0,1	0,02	<0,01	0,001	<0,01	0,07	0,02	<0,01
laag	0,4	0,09	0,01	<0,01	0,001	<0,01	0,05	0,01	<0,01
hoog	0,4	0,1	0,04	<0,01	0,001	<0,01	0,07	0,02	0,01

Tabel 5.4 0,1 * PNEC_{totaal} - overschrijdingsfactor voor lozingen op (stromend) oppervlaktewater.
Overschrijdingsfactor = $\Delta C / (0,1 * PNEC_{totaal})$

	Cu			Pb			Zn		
	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier
Directe lozingen op oppervlaktewater									
woning (gemiddelde van vrijstaand en rijtjeswoning)									
Goot	<0,01	<0,01	<0,01				0,002	<0,01	<0,01
Dak 45° + goot	0,05	0,007	<0,01				0,03	0,004	<0,01
Slabben				<0,01	<0,01	<0,01			
Woonwijk									
Goot	3	0,5	<0,01				2	0,3	0,03
Dak + goot	76	11	1,2				49	7	0,8
Slabben				35	0,5	0,06			
RWZI-gescheiden (vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	17	5	0,8	0,4	<0,01	<0,01	2	0,4	0,08
laag	13	3	0,4	0,3	<0,01	<0,01	1,4	0,3	0,04
hoog	17	7	1,4	0,4	<0,01	<0,01	2	0,5	0,1
Gezuiverd									
gemiddeld	1,3	0,4	0,1	0,06	<0,01	<0,01	0,3	0,06	0,01
laag	1,1	0,3	0,0	0,06	<0,01	<0,01	0,2	0,05	0,01
hoog	1,3	0,5	0,1	0,07	<0,01	<0,01	0,3	0,07	0,02
RWZI-gemengd (regenwater + vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	11	3	0,5	5	1,9	0,3	3	0,7	0,1
laag	9	2	0,3	4	1,2	0,2	2	0,5	0,07
hoog	11	3	0,9	5	2,5	0,5	3	0,8	0,2
Gezuiverd									
gemiddeld	0,8	0,2	0,04	0,9	0,3	0,06	0,4	0,1	0,02
laag	0,7	0,2	0,02	0,7	0,2	0,03	0,3	0,1	0,01
hoog	0,8	0,3	0,07	0,9	0,4	0,08	0,4	0,1	0,03

Tabel 5.5 PNEC_{added} - overschrijdingsfactor voor lozingen op (stromend) oppervlaktewater.
Overschrijdingsfactor = $\Delta C / (PNEC_{added})$

	Cu			Pb			Zn		
	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier	Sloot	Kanaal	Rivier
Directe lozingen op oppervlaktewater									
woning (gemiddelde van vrijstaand en rijtjeswoning)									
Goot	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	<0,01	<0,01
Dak 45° + goot	0,01	<0,01	<0,01				0,004	0,001	<0,01
Slabben				<0,01	<0,01	<0,01			
Woonwijk									
Goot	0,4	0,05	<0,01				0,3	0,04	<0,01
Dak + goot	8	1,2	0,1				7	0,9	0,10
Slabben				3	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
RWZI-gescheiden (vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	1,8	0,6	0,08	0,04	<0,01	<0,01	0,2	0,06	0,01
laag	1,5	0,4	0,05	0,03	<0,01	<0,01	0,2	0,04	0,01
hoog	1,8	0,8	0,15	0,04	<0,01	<0,01	0,2	0,07	0,02
Gezuiverd									
gemiddeld	0,1	0,05	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01
laag	0,1	0,03	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01
hoog	0,1	0,1	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01
RWZI-gemengd (regenwater + vuilwater)									
Ongezuiverd									
gemiddeld	1,2	0,3	0,1	0,5	0,2	0,03	0,4	0,1	0,02
laag	1,0	0,2	0,0	0,4	0,1	0,02	0,3	0,07	0,01
hoog	1,2	0,3	0,1	0,5	0,3	0,05	0,4	0,1	0,03
Gezuiverd									
gemiddeld	0,1	0,02	<0,01	0,09	0,03	0,006	0,05	0,01	<0,01
laag	0,1	0,02	<0,01	0,07	0,02	0,003	0,04	0,01	<0,01
hoog	0,1	0,03	0,01	0,09	0,04	0,008	0,05	0,02	<0,01

5.2 Bodem en grondwater

5.2.1 Maximale risico's van de scenario's

In Tabel 5.6 wordt een overzicht gegeven van de maximale risico's voor grondwater van verschillende toepassingen van bouwmetalen. De gegevens die zijn gepresenteerd in hoofdstuk 0 zijn samengevoegd in één tabel en verder afgerond.

Tabel 5.6 Overzicht van risico's van geselecteerde toepassingen van bouwmetalen voor grondwater onder de meest kwetsbare bodem (zand).

Het risico is uitgedrukt als een overschrijdingsfactor (= ΔC / toetscriterium).

	Looptijd (jaren)	MTT Grondwater			Drinkwaternorm			Interventiewaarde		
		Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
Toetscriterium (µg/L,		1,1	11	7,3	2000	10	3000	75	75	800
<u>Standaardscenario</u>										
	100	7	0,01	70	<0,001	0,01	0,2	0,1	<0,001	0,6
<u>Wadi – Woningen</u>										
alleen goten	60	40		10	0,02		0,03	0,6		0,1
goten + daken		900		300	0,5		0,7	10		3
slabben			2			3			0,3	
<u>Afkoppelen naast de woning naar infiltratiekoffer</u>										
alleen goten	100	40		10	<0,001		0,03	0,5		0,1
goten + daken		800		300	0,4		0,7	10		3
slabben			0,6			0,7			0,1	
<u>Afwateren op tuinen</u>										
alleen goten	100	50		20	0,03		0,05	0,8		0,2
goten en daken		1000		500	0,7		1,1	20		4
gevels		3		10	<0,01		0,03	0,04		0,1
slabben			3			3			0,4	
<u>Vangrails</u>										
	30			6			0,01			0,05

In Tabel 5.7 wordt een overzicht gegeven van de risico's voor de bodem van verschillende toepassingen van bouwmetalen. De gegevens van de gevoeligste grondsoort, die zijn gepresenteerd in hoofdstuk 0, zijn samengevoegd in deze tabel en verder afgerond. In Tabel 5.8 zijn de bodemconcentraties gecorrigeerd voor een lagere biobeschikbaarheid door veroudering.

Tabel 5.7 Overzicht van risico's van geselecteerde toepassingen van bouwmetalen voor het meest kwetsbare bodemtype (veen) op basis van totaalconcentraties Het risico is uitgedrukt als een overschrijdingsfactor (= ΔC / toetscriterium).

	Looptijd (jaren)	MTT-bodem			Bodem MW-wonen		
		Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
<u>Standaardscenario</u>							
	100	50	0,8	20	9	0,2	5
<u>Wadi – Woningen</u>							
alleen goten	60	10		4	2		0,9
goten + daken		250		100	40		20
slabben			0,4			0,1	
<u>Afwateren op tuinen</u>							
alleen goten	100	5		2	0,9		0,5
goten en daken		120		50	20		10
gevels		20		9	4		2
slabben			0,2			0,05	
<u>Vangrails</u>							
	30			*			2

* Geen ecotoxicologische toetsing omdat de grond bij vangrails tot de technosfeer wordt gerekend.

Tabel 5.8 Overzicht van risico's van geselecteerde toepassingen van bouwmetalen voor het meest kwetsbare bodemtype (veen). Hierbij is rekening gehouden met verminderde biobeschikbaarheid door veroudering. Het risico is uitgedrukt als een overschrijdingsfactor (= ΔC / toetscriterium).

	Looptijd (jaren)	MTT-bodem			Bodem MW-wonen		
		Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
<u>Standaardscenario</u>							
	100	30	0,2	7	5	0,1	1,7
<u>Wadi – Woningen</u>							
alleen goten	60	6		1,4	1,0		0,3
goten + daken		130		30	20		8
slabben			0,1			0,02	
<u>Afwateren op tuinen</u>							
alleen goten	100	3		0,8	0,5		0,2
goten en daken		60		20	10		4
gevels		10		3	2		0,7
slabben			0,04			0,01	
<u>Vangrails</u>							
	30			*			0,8

* Geen ecotoxicologische toetsing omdat de grond bij vangrails tot de technosfeer wordt gerekend.

Het toepassen van een verouderingsfactor is niet in het Nederlandse normenstelsel geïmplementeerd, maar biedt wel perspectieven voor een verbetering van de risicobeoordeling. De verouderingsfactor wordt in de Europese Risk Assessment Reports voorgesteld als ‘worst case’ biobeschikbaarheidsfactor in grond.

5.2.2 Onzekerheden in de risicobeoordeling

De invloed van het lagere DOC-gehalte op de uiteindelijke risicobeoordeling is weergegeven in Tabel 5.9.

Tabel 5.9 Overzicht van risico's van geselecteerde toepassingen van bouwmetalen bij infiltratie in tuinen naar het grondwater onder het meest kwetsbare bodemtype (zand).

Het risico is uitgedrukt als een overschrijdingsfactor (= ΔC / toetscriterium).

Afwateren op tuinen		Overschrijding MTT			Overschrijding drinkwaternorm			Overschrijding interventiewaarde		
	DOC	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
alleen goten										
ZAND	standaard	50		20	0,03		0,05	0,8		0,2
ZAND	1/3	0,7		6	<0,01		0,02	0,01		0,06
goten en daken										
ZAND	standaard	1000		500	0,7		1	20		4
ZAND	1/3	20		500	0,01		1	0,2		4
Slabben										
ZAND	standaard		3			3			0,4	
ZAND	1/3		0,02			0,02			<0,01	

Risicobeoordeling grondwater

De invloed van het DOC is niet voor alle scenario's gelijk en is dus niet door middel van één factor uit te drukken. In de getoonde, verkennende rekenvoorbeelden heeft een lagere DOC géén tot maximaal een factor 100 effect op de voorspellende overschrijdingen in grondwater. Dit hangt samen met de belasting (bronterm) van de bodem en het tijdsraam van de beoordeling. Een lager DOC leidt in deze voorbeelden altijd tot een tragere doorbraak van koper, lood en zink, maar het heeft geen effect op de uiteindelijke concentraties die op termijn in het grondwater kunnen worden bereikt. Binnen het gekozen tijdsraam van 100 jaar heeft het DOC soms wél effect op de maximale concentraties in het grondwater, doordat het doorbraakpatroon wordt afgekapd bij bijvoorbeeld 100 jaar.

Een lager DOC-gehalte heeft de volgende effecten op de risicobeoordeling van het grondwater:

- Overschrijdingen van de MTT door afspoeling van koperen goten verdwijnen.
- Overschrijdingen van de MTT door afspoeling van zinken goten en koperen daken worden lager maar blijven aanzienlijk.
- Overschrijdingen van de MTT door afspoeling van zinken daken blijven onveranderd hoog.
- De geringe overschrijdingen van de MTT door afspoeling van loodslabben verdwijnen.

Risicobeoordeling bodem

Een ander effect van een lager DOC-gehalte is een toenemende accumulatie in de bodem. In de getoonde, verkennende rekenvoorbeelden heeft een lagere DOC géén tot maximaal een factor 6 effect op de voorspelde overschrijdingsfactoren in de zandbodem. De risicobeoordeling die in dit

rapport is uitgevoerd, richt zich op de gevoeligste van de drie bodems: veen. Hiervoor is geen gevoeligheidsanalyse gedaan omdat het DOC-gehalte is gebaseerd op gemeten waarden.

6 Emissiereducerende maatregelen

6.1 Inleiding

Een van de manieren om emissies van koper, lood en zink te beperken, is door eisen te stellen aan het materiaal, bijvoorbeeld aan de afspoelsnelheid onder gestandaardiseerde testomstandigheden. Het aanbrengen van coatings zou een manier kunnen zijn om aan gestelde emissie-eisen te voldoen. Daarnaast is het mogelijk om de hoeveelheid materiaal dat in een gebied of project toegepast mag worden te limiteren. In plaats daarvan of in combinatie daarmee zijn ook andere emissiereducerende maatregelen mogelijk, zoals het toepassen van filters of waterzuivering. In dit hoofdstuk worden indicatieve waarden gegeven voor:

- emissie-eisen voor bouwmetalen;
- maximale toelaatbare hoeveelheden bouwmetaal per gebied.

Dit rapport geeft aan in welke ordegrootte emissie-eisen of limieten aan de hoeveelheid materiaal vanuit milieuperspectief zouden moeten liggen. Het is in dit rapport niet de bedoeling om de mogelijkheden van andere emissiereducerende maatregelen te verkennen. Deze zullen in beleidsmatige discussies aan de orde komen.

6.2 Emissie-eisen

Gebaseerd op de berekende concentraties en de geconstateerde overschrijdingen van MTT's kunnen toelaatbare emissies worden afgeleid. Dit kan op verschillende manieren.

Bij het vaststellen van emissie-eisen is het van belang welk scenario daaraan ten grondslag ligt. Het ligt voor de hand om voor een aantal veel voorkomende toepassingen zoals zinken goten, vangrails en koperen leidingen, generieke materiaaleisen te stellen. Voor toepassingen als daken is dit minder geschikt omdat de risico's sterk bepaald worden door de hoeveelheid materiaal dat in een bepaald gebied wordt gebruikt en de manier waarop dat gebied zijn hemelwater verwerkt. Een indicatie van de ordegrootte van emissie-eisen van geselecteerde scenario's is gegeven in Tabel 6.1.

Er zijn diverse scenario's doorgerekend en in eerste instantie gaat het om het inventariseren van de meest gevoelige situaties en ordegroottes van overschrijdingen. De ervaring heeft geleerd dat na het voorstellen van milieuhygiënisch verantwoorde normen er nog een beleidsmatig traject volgt waarin de voorgestelde normen worden afgewogen tegen andere, maatschappelijke belangen. In het licht van dit krachtenpel wordt een lineaire⁵ omrekening van de bronterm naar de gewenste emissie-eisen verantwoord geacht. De berekeningswijze is weergegeven in formule 10. Indien uit verdere beleidsmatige analyse blijkt dat bepaalde eisen zeer kritisch zijn, kunnen in een vervolgonderzoek risicobeoordelingen op maat worden uitgevoerd.

⁵Omdat de modellering van het transport in bodem en grondwater in principe veel niet-lineaire processen beschrijft, zou door een iteratief proces de maximale emissie moeten worden berekend. Enkele rekentests hebben laten zien dat de niet-lineariteit niet dominant is (zie Bijlage 10). Veel andere factoren hebben een veel grotere impact op de risicobeoordeling, zoals het aantal woningen per wadi, de hoeveelheid neerslag, et cetera. Daarnaast is in dit stadium een precisie tot in de tweede decimaal beleidsmatig gezien niet relevant.

$$Emissie - eis = \frac{Afspoelsnelheid}{Overschrijdingsfactor} \quad (10)$$

Tabel 6.1 Indicatieve, maximaal toelaatbare emissies voor verschillende representatieve scenario's en voor het meest kwetsbare scenario. Emissie-eisen zijn afgeleid van de toelaatbare toevoeging in oppervlaktewater (0,1*MTR) dan wel grondwater (MTT), tenzij anders aangegeven.

	Cu	Pb	Zn
Meest kwetsbare scenario (goten en daken naar tuinen)			
Afspoelsnelheid (g/m ² /jaar)	1,7	2,2	2,3
Max. overschrijdingsfactor	1000	3	500
Max. generieke emissie (g/m ² /jaar)	0,002	0,7	0,005
Alléén zinken goten (infiltratie in tuinen)			
Afspoelsnelheid (g/m/jaar)			0,93
Max. overschrijdingsfactor			20
Max. emissie voor goten			0,05
Zinken gevels(infiltratie in tuinen)			
Afspoelsnelheid (g/m/jaar)			0,94
Max. overschrijdingsfactor			13
Max. emissie voor goten			0,07
Koperen leidingen (overstort RWZI op sloot)			
Conc in leidingwater (µg/L)	47,9		
Max. overschrijdingsfactor	63		
Toegestane concentratie in leidingwater (µg/L)	0,8		
Koperen gevels(infiltratie in tuinen)			
Afspoelsnelheid (g/m/jaar)	0,47		
Max. overschrijdingsfactor	20 (MTT-bodem)		
Max. emissie voor goten	0,02		
Vangrails (infiltratie in tussenberm)			
Afspoelsnelheid (g/m ² /jaar)			1,7
Max. overschrijdingsfactor			6
Max. emissie voor goten (g/m ² /jaar)			0,3

6.3 Regulering hoeveelheid toegepast materiaal

Op basis van de geschatte concentratietoename (zie paragraaf 4.1.1) kan teruggerekend worden bij welke hoeveelheid bouwmetaal in een woonwijk de MTT net niet wordt overschreden. Uitgaande van een gemiddelde standaardhoeveelheid bouwmetaal per woning kan dan uitgerekend worden hoeveel woningen per wijk (1 km²) maximaal met het betreffende materiaal kunnen worden uitgevoerd.

De volgende formules zijn gebruikt:

$$Oppervlak_{\max} = \frac{Oppervlak(scenario)}{Overschrijdingsfactor} \quad (11)$$

$$Aantal.Woningen_{\max} = \frac{Oppervlak_{\max}}{Oppervlak.per.woning} \quad (12)$$

Voor de doelconcentratie is de MTT_{totaal} genomen omdat een deel van het Cu, Pb en Zn in zwevend stof gebonden zal zijn. Voor de situatie waarbij het water in de eigen wijk wordt opgevangen (gebiedseigen water), worden de resultaten weergegeven in Tabel 6.2.

Tabel 6.2 Maximumoppervlak (m²) bouwmetaal per woonwijk (1 km²) en maximaantal woningen per woonwijk uitgevoerd met Cu of Zn goten en/of daken en loodslabben, uitgaande van waterberging in de wijk (gebiedseigen water).

	Max. opp. bouwmetaal m ² / km ²			Standaardmateriaal-gebruik (m ² /woning)	Maximumaantal woningen		
	Cu	Pb	Zn		Cu	Pb	Zn
goot	1.800		8.800	4,07	430		>2.000
dak+goot	1.600		7.900	112	14		70
slabben		80.000		1,7		>2.000	
gevel	4.600		24.000				

De genoemde oppervlakken en aantallen woningen geven een indicatie van wat mogelijk een aanvaardbare belasting van het oppervlaktewater oplevert. Bij het berekenen van deze getallen is niet gelet op de bescherming van bodem en grondwater. Let wel: de resultaten zijn afhankelijk van de gekozen woningdichtheid (2.000 eensgezinswoningen/km²) en de aangenomen standaardhoeveelheden materiaalgebruik, alsmede de bijdrage van afspoeling van overig verhard oppervlak, en kunnen dus in specifieke gevallen afwijken van de hier berekende getallen.

Voor de situatie waarbij het run-offwater wordt verdund in langsstromend oppervlaktewater kan eenzelfde berekening worden gemaakt. De resultaten staan vermeld in Tabel 6.3.

Tabel 6.3 Maximumoppervlak bouwmetaal per woonwijk (1 km²) en maximaantal woningen per woonwijk uitgevoerd met Cu of Zn goten en / of daken en loodslabben, uitgaande afvoer van run-offwater naar langsstromend oppervlaktewater

	Max, opp, bouwmetaal m ² per km ²			Standaard materiaalgebruik (m ² /woning)	Maximumaantal woningen		
	Sloot	Kanaal	Rivier		Sloot	Kanaal	Rivier
Cu goot	5.900	42.000	300.000	4,07	1.500	>2.000	>2.000
Cu dak+goot	560	4000	300.000	112	50	360	>2.000
Pb slabben		1.800.000		1,7	0	>2.000	0
Zn goot	31.000	300.000	1.500.000	4,07	>2.000	>2.000	>2.000
Zn dak+goot	28.000	200.000	1.600.000	112	250	1.800	>2.000

7 Conclusies

7.1 Algemeen

In deze paragraaf wordt ingegaan op een aantal algemene aspecten uit de risicobeoordeling van bouwmetalen. In de paragrafen 7.2 tot en met 7.4 worden de conclusies voor respectievelijk koper, lood en zink op een rijtje gezet.

Scenario's

Uit de berekeningen blijkt dat de impact van afspoeling van bouwmetalen sterk afhangt van de omstandigheden waarin ze zijn toegepast. Van grote invloed is de hoeveelheid water die langs stroomt en de manier waarop dat water wordt afgevoerd. De belangrijkste toepassing van koper, lood en zink is in woningen. Als het verzamelde hemelwater van een woonwijk wordt afgevoerd, is de dimensionering van de wijk van belang. Hiervoor zijn aannames gedaan, gebaseerd op woningbouw-, riolerings- en waterleidingstatistieken. De risicobeoordeling richt zich op een beperkt aantal scenario's. Waar mogelijk is door middel van het aangeven van ranges duidelijk gemaakt wat de marges rond een voorspelling kunnen zijn.

Normstelling

Een aantal zeer algemene toepassingen lijkt zich te lenen voor een generieke normstelling. Dat zijn bijvoorbeeld de zinken dakgoten, de zinken vangrails en de koperen waterleidingen. De toepassing van koper en zink in gevels en daken heeft een grote impact op de voorspelde risico's. Omdat deze materialen eerder projectmatig worden toegepast dan algemeen, ligt een generieke normstelling hier minder voor de hand. Voor deze toepassingen is het van groot belang de lokale omstandigheden in beschouwing te nemen, zoals de hoeveelheid bouwmetaal dat wordt toegepast en de manier waarop de afwatering is georganiseerd. In combinatie met productverbeteringen, zoals het aanbrengen van coatings, kan gewerkt worden aan een maximaal toelaatbaar oppervlak van metalen als koper en zink in bouwprojecten. Eventueel kunnen emissiereducerende maatregelen zoals bijvoorbeeld filters daarbij een rol spelen.

Risico's

In het algemeen leveren de afgekoppelde hemelwatersystemen de hoogste overschrijdingen van normen op. In een wadi wordt het water van een groot oppervlak geconcentreerd op een kleiner oppervlak. In combinatie met de goede infiltratiecapaciteit, die door de specifieke aanleg wordt gewaarborgd, leidt dit volgens de modelberekeningen tot een tamelijk hoge belasting van het grondwater. De modelberekeningen laten zien dat de bodemeigenschappen van de wadi van grote invloed zijn op de risico's van uitspoeling naar het grondwater. Door controle van pH, organische stof en kleigehalte is de emissie naar het grondwater te beperken. Echter, in die gevallen waar het grondwater in voldoende mate wordt beschermd, zal in de bovenlaag van de wadi accumulatie van koper, lood of zink plaatsvinden, die het gewenste kwaliteitsniveau overschrijdt. Tijdig verwijderen van de toplaag kan het grondwater beschermen. Daarbij rijst wel de vraag welke toepassingen er nog geschikt zijn voor de verwijderde toplaag.

Biobeschikbaarheid

Het toepassen van een biobeschikbaarheidscorrectie voor oppervlaktewater wordt voor deze generieke risicobeoordeling niet toegepast. De omstandigheden waaronder de bouwmetalen worden toegepast zijn onvoldoende eenduidig. Daarnaast is water een dynamisch systeem dat onderhevig is aan veranderingen in tijd en plaats. Echter de mate van overschrijding van de

kwaliteitsnormen is voor afgekoppelde systemen zodanig groot, dat de risico's niet verdwijnen als de biobeschikbaarheidscorrectie wel zou worden toegepast.

Voor de bodem is het mogelijk om gebruik te maken van een verouderingsfactor. Het toepassen van een verouderingsfactor om bodemconcentraties te corrigeren is geen gangbare praktijk. Daarom zijn in dit rapport twee soorten toetsing uitgevoerd: een beoordeling op basis van totaalconcentraties en een beoordeling op basis van beschikbare concentraties. In de conclusies wordt alleen gerefereerd aan de resultaten met de correctie voor beschikbaarheid. Voor het laatste zijn de 'worst case' verouderingsfactoren uit de EU-RAR's toegepast.

7.2 Toepassingen van koper

De emissie van koper uit leidingen via RWZI's leidt bij overstorten tot overschrijdingen van de emissie-immissietoets ($0,1 \cdot \text{MTR}$) in kanalen (factor 7-27) en rivieren (factor 1-5). Dat is zowel in gescheiden stelsels als in gemengde stelsels het geval. Maar ook het water dat wel gezuiverd wordt, voldoet niet aan de emissie-immissietoets (overschrijdingsfactor 1-2). In kanalen leidt dit tot een te grote belasting, in rivieren niet. Bij toetsing aan PNEC's zijn overstorten nog steeds overschrijdend, maar de gezuiverde lozingen niet meer.

Woonwijk

Als een woonwijk voorzien is van koperen goten respectievelijk koperen daken en direct afwatert op het oppervlaktewater, leidt dit tot flinke overschrijding van de emissie-immissietoets, vooral in sloten (factor respectievelijk 13-280), maar ook in kanalen (factor respectievelijk 2-41) en in geringe mate in rivieren (factor respectievelijk $<0,01$ -4). Hierbij ligt de nadruk op *als*, want een wijk die geheel met koperen goten en/of daken is uitgevoerd komt niet voor. Deze beoordeling geeft wat dat betreft een bovengrens aan. Bij kleinere projecten waarin koper wordt toegepast, moet bekeken worden of in de lokale situatie de waterkwaliteit voldoende is gewaarborgd. Deze studie geeft indicatieve getallen voor de hoeveelheid woningen of de oppervlakte koper dat in een woonwijk kan worden gebruikt. Afhankelijk van de mate van verdunning van het run-offwater varieert dat van 14 tot >2000 woningen per wijk, of een oppervlakte-equivalent daarvan.

Wadi

De effecten van koper voor een wadi zijn lastig in te schatten, omdat het moeilijk is een generiek scenario vast te stellen voor de hoeveelheid koper die afwatert op een wadi. *Als* een gemiddelde woonwijk van 2000 laagbouwhuizen afwatert op een wadi én die woningen zijn uitgevoerd met koperen goten dan kan er een forse overschrijding van MTT_{gw} optreden (tot factor 40) binnen 60 jaar tijd. Volgens de berekeningen raakt de toplaag van de wadi opgeladen tot aan het niveau van de Maximale Waarde Wonen.

Als ook de daken in koper zijn uitgevoerd dan is de verwachte overschrijding van de MTT_{gw} veel groter (maximum factor 900) en is ook de overschrijding van de Maximale Waarde Wonen fors (maximum factor 20). Het is moeilijk in zijn algemeenheid vast te stellen wat de effecten van koper voor een wadi zijn, omdat het gebruik van koper niet algemeen gebruikt wordt. De risicobeoordeling kan beter *case-by-case* uitgevoerd worden.

Infiltratie in tuinen

De effecten van koper bij infiltreren van hemelwater naast de woning zijn groot als een woning is uitgevoerd met koperen goten en/of daken. De effecten zijn veel groter dan bij een wadi omdat in

een wadi de run-off van daken nog wordt verdund met het water dat van overige verharde oppervlakken afspoelt (zoals wegen). Er is onderscheid gemaakt tussen afkoppelen met een bergingskoffer en afwateren naar de tuin. Beide gevallen geven een zeer grote belasting van het grondwater. Indien er alleen koperen goten zijn gebruikt, kan de overschrijding van de $MTT_{\text{grondwater}}$ oplopen tot een factor 50 en in combinatie met daken tot een factor 1000. Lokaal kan de grondwateraanvulling de interventiewaarde grondwater voor koper overschrijden.

Bij afwatering op de tuin wordt ook de bovenste bodemlaag opgeladen met koper. Bij koperen goten is de verwachte overschrijding van MTT_{bodem} gering (factor 3). Als ook het dak in koper is uitgevoerd dan kan de overschrijding aanzienlijk zijn (factor 120).

Gevels

Van koperen gevels wordt geschat dat de grondwaterconcentratie de MTT_{gw} met een maximale factor 3 (afhankelijk van de grondsoort) overschrijdt en de concentratie in de bodem overschrijdt de MTT_{bodem} met maximaal een factor 10.

Drinkwaterleidingen

De lozingen van gezuiverd afvalwater op een sloot (≤ 5 m breed) voldoen niet aan de eisen van de emissie-immissietoets door de emissie van koper uit drinkwaterleidingen. Daarbij is getoetst aan $0,1 \cdot MTR$. Bij toetsing aan de voorgestelde Europese $0,1 \cdot PNEC$ is er geen sprake meer van een significante bijdrage door corrosie van drinkwaterleidingen, indien het water door de RWZI is gezuiverd.

De ongezuiverde lozing van RWZI-effluent (bijvoorbeeld bij overstorten) voldoet niet aan de emissie-immissietoets door corrosie van drinkwaterleidingen. Dat geldt voor sloten, maar ook voor kanalen en middelgrote rivieren. Bij toetsing aan de voorgestelde Europese $0,1 \cdot PNEC$ is er ook sprake van een significante bijdrage door corrosie van drinkwaterleidingen in sloten en kanalen, maar niet in rivieren. Gezuiverde effluënten voldoen, voor wat betreft de bijdrage van koper, lood en zink van daken, goten en leidingen, grotendeels wél aan de emissie-immissietoets.

Over het geheel genomen zijn toepassingen van koper als goten, dakbedekking, gevelbekleding en drinkwaterleidingen niet veilig voor bodem en grondwater en/of oppervlaktewater. Het milieu wordt het minst belast als het hemelwater zoveel mogelijk via een RWZI's wordt gezuiverd alvorens het wordt geloosd. Andere emissiereducerende maatregelen, zoals filters in het afvoersysteem, kunnen de belasting ook verminderen.

7.3 Toepassing van loodslabben

Directe lozingen van hemelwater uit wijken op stagnant water of sloten leiden tot overschrijding van de Europese waterkwaliteitsnorm die in het kader van de Dochterrichtlijn Prioritaire stoffen is vastgesteld op $7,2 \mu\text{g/l}$. In wadi's is een overschrijding van $MTT_{\text{grondwater}}$ mogelijk. De grondwateraanvulling kan lokaal ook de drinkwaternorm voor lood overschrijden. Afhankelijk van de bindende eigenschappen van de wadi-bodem kan de overschrijding van de drinkwaternorm in het grondwater in afgekoppelde systemen oplopen tot een factor 3. Hierbij is er geen overschrijding van de MTT_{bodem} .

Lood uit drinkwaterleidingen leidt niet tot overschrijding van de emissie-immissietoets voor lozingen op het oppervlaktewater.

7.4 Toepassingen van zink

Afwatering via RWZI

Zinken goten leiden niet tot overschrijding van de eisen voor het oppervlaktewater, indien hemelwater wordt gezuiverd in een RWZI. Bij overstorten voldoet de lozing van RWZI's in sloten door afspoeling van bouwmetalen niet aan de emissie-immissietoets. In grotere oppervlaktewateren voldoet een eventuele ongezuiverde lozing, voor wat betreft de bijdrage van zink uit leidingen en van goten en daken, naar verwachting wel aan de emissie-immissietoets.

Directe lozingen

Woonwijken met alleen zinken goten, die direct afwateren op het oppervlaktewater en in sloten voldoen niet aan de emissie-immissietoets (overschrijdingsfactor 2). Een woonwijk met zinken goten en daken die direct afwatert op het stromend oppervlaktewater, leidt tot overschrijding van de criteria met een factor 56 in sloten, factor 8 in kanalen en minder dan factor 1 (geen risico) in rivieren. Dit is een bovengrens van de overschrijding; in de praktijk zal niet de gehele woonwijk met zinken daken uitgevoerd zijn, maar slechts een deel.

Wadi

Een woonwijk uitgevoerd met daken en goten van zink die afwatert op een wadi, kan leiden tot overschrijding van $MTT_{\text{grondwater}}$ tot een factor 300 en een overschrijding van Maximale Waarde Wonen tot een factor 8. Indien alleen goten zijn toegepast is er een voor bodem en grondwater, afhankelijk van de bindende eigenschappen van de bodem, een overschrijding tot 10 ten opzichte van $MTT_{\text{grondwater}}$. De toepassing van enkel zinken goten die afwateren naar wadi's leidt niet tot overschrijding van de Maximale Waarden Wonen. Hierbij wordt verondersteld dat de bovenste grondlaag (50 cm) van een wadi uiterlijk na 60 jaar wordt vervangen.

Infiltratie in tuinen

Woningen met een afgekoppelde hemelwaterafvoer direct naast de woning kunnen lokaal hoge zinkconcentraties in het grondwater en in de bodem veroorzaken. Indien alleen goten aanwezig zijn, zijn de verwachte overschrijdingen van MTT respectievelijk een factor 10 en 20 en als ook het dak in zink is uitgevoerd, kunnen overschrijdingen met respectievelijk factoren van 200 en 500 optreden. Het afwateren in de tuin is in het geval van enkel goten geen probleem voor de bodemkwaliteit. Indien echter ook de daken in zink zijn uitgevoerd dan kan dat leiden tot overschrijding van de MTT_{bodem} met een factor 20; de Maximale Waarde Wonen wordt met een factor 4 overschreden.

Gevels

Zinken gevels leiden tot overschrijdingen van kwaliteitscriteria in grondwater in zanderige gebieden ($10 \times MTT_{\text{gw}}$). In gebieden met klei en veen is dat niet het geval. In alle gevallen wordt echter de bodem te veel opgeladen met zink: de maximale overschrijding van de MTT_{bodem} heeft een factor 3 en er is geen overschrijding van de Maximale Waarde Wonen.

Vangrails

Voor vangrails is ervan uitgegaan dat door onderhoudswerkzaamheden de bodemlaag maximaal 30 jaar blijft liggen en dan vervangen is door een nieuwe laag. Wordt dat regime gevolgd dan kan het $MTT_{\text{grondwater}}$ worden overschreden met een factor 6. De concentraties in de bodemlaag worden niet getoetst aan de ecotoxicologische norm (MTT) omdat de bodem onder vangrails wordt gerekend tot de technosfeer. De grond moet wel voldoen aan de waarden uit het Besluit Bodemkwaliteit. Er is geen overschrijding van de Maximale Waarde Wonen.

7.5 Aanbevelingen

In deze studie zijn de risico's voor afspoeling van bouwmetalen naar bodem en (grond)water beoordeeld met de standaardmethodiek voor de beoordeling van bouwmaterialen. Daarnaast zijn verbeteringen aangebracht door enkele realistische scenario's van hemelwaterafvoer te ontwikkelen. Op een aantal terreinen kan de onderbouwing van de risicobeoordeling verbeterd worden. Een aantal vragen resteren, betreffende:

1. de invloed van de aard en hoeveelheid opgelost organische stof in bodem en grondwater op het transport van stoffen in de bodem;
2. validatie van de stof en watertransport in de ORCHESTRA-berekeningen;
3. de rol van zwevend stof bij verspreiding van koper, lood en zink naar bodem en grondwater;
4. de invloed van veroudering van grond op uitloging.

Deze vragen zijn niet specifiek voor dit project, maar spelen een rol in meerdere uitspoelingsgerelateerde projecten, zoals bijvoorbeeld uitloging van grond, uitspoeling van mest, uitloging van afvalstoffen en uitspoeling van bestrijdingsmiddelen. Aanbevolen wordt projectoverstijgend onderzoek te doen naar bovenstaande vragen, om op termijn de onderbouwing van de risicobeoordelingsmethodieken te kunnen verbeteren.

Literatuur

Blok, J. (2005) Environmental exposure of road border to zinc . Sci. Total Environ., 248: p.173-90.

Boogaard, F., G. Bruins en R. Wentink (2006) Wadi's: aanbevelingen voor ontwerp, aanleg en beheer. Gebaseerd op zes jaar onderzoek van de wadi's in Enschede gecombineerd met overige binnen- en buitenlandse ervaringen. Stichting Rioned, Ede.

Boogaard, F. en G.B. Lemmen (2007) De feiten over de kwaliteit van afstromend regenwater: handleiding. 2007-21 STOWA.

Boogaard, F. en J. Rombout (2008) Ondergrondse infiltratie van regenwater. Een literatuur en praktijkonderzoek naar milieurisico's. Sichtung Rioned, Ede.

Boomsma, D. (2005) Hemelwater in stedelijk gebied. Noodzaak tot innovatief afkoppelen. Radboud Universiteit, Afdeling Milieukunde, Nijmegen.

Bosten, J.E.W.L., L.E.M. Crommentuijn, J. Verhorst (2003) Ruimte voor landelijk wonen, Bilthoven, RIVM rapport no. 711931008.

Commissie Integraal Waterbeheer (2000) Emissie-immissie, prioritering van bronnen en de immissietoets. CIW, Den Haag.

Crommentuijn, T. et al. (1997) Maximal Permissible Concentrations and negligible concentrations for metals, taken background concentrations into account. RIVM, Bilthoven. Rapport 715810008.

Di Toro, D.M., H.E. Allen, H.L. Bergman, J.S. Meyer, P.R. Paquin, R.C. Santore (2001) Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. Environmental Toxicology and Chemistry, 20, p. 2383-2396.

EC (1988) Council Directive 89/106/EEC of 21 December 1988 on the approximation of laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to construction products (89/106/EEC) (OJ L 40, 11.2.1989, p.12) 1988.

EC (2000) Richtlijn 2000/60/RG van het Europese Parlement en de raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad Van De Europese Gemeenschappen, December 2000; L327: p.1-72.

EC (2006a) Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Publicatieblad Van De Europese Unie, December 2006; L372: p. 19-32.

EC (2006b) Voorstel voor een Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG, COM(2006) 397.

EC (2008a) European Parliament legislative resolution of 17 June 2008 on the Council common position with a view to the adoption of a directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC en 2000/60/EC.

EC (2008b) European Union Risk assessment Reports on Zinc and Zinc compounds, Final report of May 2008, Part I Environment: European Chemicals Bureau, prepared by the Netherlands in the context of Council Regulation (EEC) No. 793/93; 2008.

European Commission (2008c) European Union Risk Assessment Report. Copper, Copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide. Brussels.

Griffioen, J. en G. van Wirdum, (2007) Commentaar op artikel 'Watertype specifieke risicogrenzen en afwenteling', H₂O, 21, p 19.

Heijerick D.G., K.A.C. De Schamhelaere, C.R. Janssen, (2003) Erratum: Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: Possibilities and limitations. Comparative Biochemistry and Physiology C 133: p. 207-218

Helling C.S., C. Chester, R.B. Corey (1964) Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. Soil Sci. Soc. Am. Proc 28: p. 517-520.

Hulskotte, J. H. J., R.H. Jongbloed, P. de Vries, W.J.A. Appelman, D.C. Heslinga (2007) Afvalwaterketenonderzoek (AKON). Emissiebronnen, maatregelen en effecten op oppervlaktewater in het verzorgingsgebied van twee RWZI's in het beheersgebied van waterschap Aa en Maas. TNO, Apeldoorn. Rapport nr. 2007-A-R0326/B.

KNMI (2006) Klimaat in de 21e eeuw, 4 scenarios voor Nederland.

Langeweg, S. (red.) (2005) Vinex! Een morfologische verkenning. Ruimtelijk Planbureau, Den Haag.

Ligtvoet, W. (ed.) (2008) Kwaliteit voor later. Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water. Rapportnr. 500140001 Planbureau voor de leefomgeving
Liefveld, W.M. en R. Postma (2007) Twee rivieren; Rijn en Maas. Lelystad: Rijkswaterstaat, Waterdienst.

Mourik, W. van, H.J. van der Mijle-Meijer, W.J.M. van Tilborg, R.J.M. Teunissen (2003) Emissies van bouwmaterialen, Vaststelling van afspoelsnelheden op basis van metingen aan proefopstellingen. Emissies van bouwmaterialen, Vaststelling van afspoelsnelheden op basis van metingen aan proefopstellingen. RIZA, Lelystad. Report nr. 2003.027.

Nijs A.C.M. de en J. de Greef (1991) Verdunning van effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties in het Nederlandse oppervlaktewater. H₂O 1991; 24: p. 725-30.

Nijs A.C.M. de (2008) Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse Oppervlaktewateren, RIVM, Bilthoven. Rapport 607340001.

- Özgen, A. (2001) Untersuchung der Versickerung von Niederschlagswasser von Dachflächen über Sickerschächte, Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Januar 2001.
- Peijnenburg W.J.G.M. en E. Brand (2007) Werkplan: beoordeling biobeschikbaarheid voor gebiedsspecifiek beleid. RIVM, Bilthoven. RIVM briefrapportnr. 711701063.
- Peijnenburg W.J.G.M., M. Vijver, A. de Koning (2007) Aanzet voor waterspecifieke risicogrenzen voor metalen in oppervlaktewater. H₂O 17: p. 35-37.
- Pelsma T.A.H.M. en R. Torenbeek (2008) Protocol Toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring Toetsjaar 2007, LBOW-wgMIR 200701, 27-3-2008.
- Römken, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries, J. Bril (2004) Derivation of partition relationships to calculated Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra-report 305, Wageningen.
- Roovaart, J. van den, R. Dröge, H. Oonk, J. Hulskotte (2007a) Emissieschattingen diffuse bronnen. Corrosie gegalvaniseerd staal en bladzink. RIZA, Lelystad.
- Roovaart, J. van den., H. Oonk, J. Hulskotte (2007b) Emissieschattingen diffuse bronnen. Corrosie loden stroken en slabben woningen en utiliteitsbouw. Riza, Lelystad.
- Schamphelaere K.A.C. de, D.G. Heijerick, C.R. Janssen, (2002) Refinement and yield validation of a biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia Magna*. Comparative Biochemistry and Physiology, 133, p. 243-258.
- Schamphelaere K.A.C. de, D.G. Heijerick, C.R. Janssen, (2003) Erratum: Refinement and field validation of a biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia magna*. Comparative Biochemistry and Physiology 133, p. 243-258.
- Schamphelaere K.A.C. de en C.R. Janssen, (2004) Effects of chronic dietary copper exposure on growth and reproduction of *Daphnia magna*. Environmental Toxicology and Chemistry, 23, p. 2038-2047.
- Schamphelaere K.A.C. de, J.L. Stauber, K.L. Wilde, S.J. Markich, P.L. Brown, N.M. Franklin, N.M. Creighton, C.R. Janssen (2005) Toward a biotic ligand model for freshwater green algae: Surface-bound and internal copper are better predictors of toxicity than free Cu²⁺-ion activity when pH is varied. Environmental Science and Technology, 39, p. 2067-2072.
- Scheffer, W. (2006) Metalen waterleidingproducten en toxicologische aspecten, Intech K&S, maart 2006.
- Schipper, P.N.M. en J.J. Dijkstra (2001) Kwaliteitsaspecten bij de infiltratie van hemelwater. Richtlijnen bovengrondse infiltratievoorzieningen op basis van geochemisch onderzoek. Grontmij en ECN, doc nr. 13/99025242/PS.
- Slaats, N., M. Blokker, A. Versteegh (2008) Eerste inventarisatie van gemeten concentraties lood, koper, nikkel en chroom in drinkwater, H₂O, 3, 37-40.

Sprang, P. van, M. Vandenbroele, M. Vangheluwe, D. Heijerick, E. Smolders, N. Waegeneers (2007) (in druk) European Union Risk Assessment Report, Voluntary Risk Assessment: Lead metal, Lead oxide, Lead tetroxide, Lead stabiliser compounds. Environmental Risk Assessment. Effects assessment (section 3.2) LDAI Lead Risk Assessment Working Group.

Staatscourant (2000) Gewijzigde versie Bijlage A: Normen 4e Nota waterhuishouding. Staatscourant 2000;114.

Stichting Rioned (2005) Riool in cijfers 2005-2006. Ede.

Stichting Rioned (2006a) Leidraad Riolerings Module C2200, Hydraulisch functioneren van regenwatervoorzieningen. Ede.

Stichting Rioned (2006b) Leidraad Riolerings Module B3000, Detaillering en aanleg van stelselonderdelen. Ede.

Stichting Rioned (2007) Rioleringsatlas. Ede.

Stolk, A.P. (2001a) Landelijk meetnet regenwatersamenstelling. Meetresultaten 1999. RIVM, Bilthoven, Rapport nr.: 723101056.

Stolk, A.P. (2001b) Landelijk meetnet regenwatersamenstelling. Meetresultaten 2000. RIVM, Bilthoven. Rapport nr.: 723101057.

Teunissen, R.J.M. en F.H. Wagemaker (2000) Gebiedsgericht emissiebeleid: uitwerking voor bouwmetalen. RIZA, Lelystad. Rapport nr.: 2000,054.

Teunissen, R. en P.H.M. Vermij (2003) Korte beschrijvingen van een aantal diffuse bronnen. Factsheets diffuse bronnen. Lelystad: RIZA, Rapport nr.: 2003.217x.

Tweede Kamer (1985) Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989, 9 september 1985,

Tweede Kamer (1992a) Motie van de leden Esselink en Feenstra van 21 oktober 1992, vergaderjaar 1992-1993, 22800 XI nr. 23.

Tweede Kamer (1992b) Brief van de Minister van VROM d.d. 10 november 1992, Risicobenadering in het milieubeleid, vergaderjaar 1992-1993, 22666, nr. 2.

Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus. en A.P. van Wezel (2001) Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds. RIVM, Bilthoven. Report nr. 711701020.

Verkeer en Waterstaat (2007) Leidraad Kaderrichtlijn Water voor de vergunningverlening en handhaving in het kader van de Wvo, Definitieve versie 5, februari 2007.

Vermij, P.H.M. en L.R.M. de Poorter (2007) Stofselectie, belasting en bronnen. Bronnen van belasting van het oppervlaktewater. RIVM&RIZA, Bilthoven. Conceptrapport Oktober 2007.

Vermij, P.H.M. (2007b) Omgaan met metalen bouwmaterialen. Afweging van nut en noodzaak tot al dan niet treffen van maatregelen. En zo ja, welke dat dan zijn. Landelijk Bestuurlijk Overleg Water.

Verschoor, A.J., J.P.A. Lijzen, H.H. van den Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans, J.J. Dijkstra, P.H.M. Vermij (2006) Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen; Milieuhygienische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM, Bilthoven. Rapport nr. 711701043.

Verschoor, A.J. en Swartjes, F.A. (2008) Emissies naar grondwater. Overzicht van beleidsuitgangspunten en procedures voor beoordeling. RIVM, Bilthoven, rapportnr 711701070.

Verweij, W. et al. (2008) Advies voor drempelwaarden. RIVM, Bilthoven. Rapport nr. 607300005/.

VROM (1999) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan de Rijn.

VROM. (2000) Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Staatsblad Van Het Koninkrijk Der Nederlanden, 39: p. 1-8.

VROM (2004) Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren, Staatscourant nr 247, 22 december, 2004.

VROM (2006) Voortgangsrapportage Milieubeleid voor Nederlandse Prioritaire stoffen. VROM, Den Haag. Rapport nr, 6456.

VROM (2007a) Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem (Besluit Bodemkwaliteit) Staatsblad 469, gepubliceerd 3 december 2007.

VROM (2007b) Regeling van 13 december 2007, houdende regels voor de uitvoering van de kwaliteit van de bodem (Regeling bodemkwaliteit), Staatscourant nr. 247, gepubliceerd 20 december 2007.

VROM (2007c) Wonen op een rijtje. De resultaten van het woononderzoek Nederland 2006. VROM, Den Haag. Rapport nr. 6360.

VROM (2007d) Uitvoeringsprogramma diffuse bronnen waterverontreiniging, VROM, Den Haag, Rapport nr. 8044.

Witteveen en Bos (2007) Toetsing rijkswateren 2006, Notitie aan Rijkswaterstaat RIZA, productieteam Thema Chemie, 5 oktober 2007.

Bijlage 1 Overzicht maximale waarden

Maximale waarden (mg/kg) voor standaardbodem (10% organische stof, 25% lutum)

	Koper	Lood	Zink
-achtergrond	40	50	140
-functie wonen	54	210	200
-functie industrie	190	530	720

Voor metalen wordt de volgende bodemtypecorrectieformule gebruikt:

Uit: Staatscourant 20 december 2007, nr. 247 / pag. 67 35

$$(MW)_{b,g,bs} = (MW)_{sb} \times \left\{ \frac{(A + (B \times \%lutum) + (C \times \%organisch\ stof))}{(A + (B \times 25) + (C \times 10))} \right\}$$

Waarin:

- (MW)_{b,g,bs} = maximale waarde of achtergrondwaarde die geldt voor de plaats van toepassen, respectievelijk voor de toe te passen of te verspreiden partij grond of baggerspecie, gecorrigeerd op basis van rekenkundige gemiddelde van het lutum- en organisch stofgehalte zoals gemeten in de bodem, respectievelijk de toe te passen grond of baggerspecie.
- (MW)_{sb} = maximale waarde of achtergrondwaarde voor de standaardbodem, die geldt als toepassingseis voor de plaats van toepassen.
- % lutum = gemeten percentage lutum in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie. Voor bodem, grond of baggerspecie met een gemeten lutumgehalte van minder dan 2% wordt met een lutumgehalte van 2% gerekend.
- % organisch stof = gemeten percentage organisch stof in de te beoordelen bodem, grond of baggerspecie. Voor bodem, grond of baggerspecie met een gemeten organisch gehalte van minder dan 2% wordt met een organisch stofgehalte van 2% gerekend.
- A,B,C = stofafhankelijke constanten voor metalen (zie tabel).

Stofafhankelijke constanten voor metalen

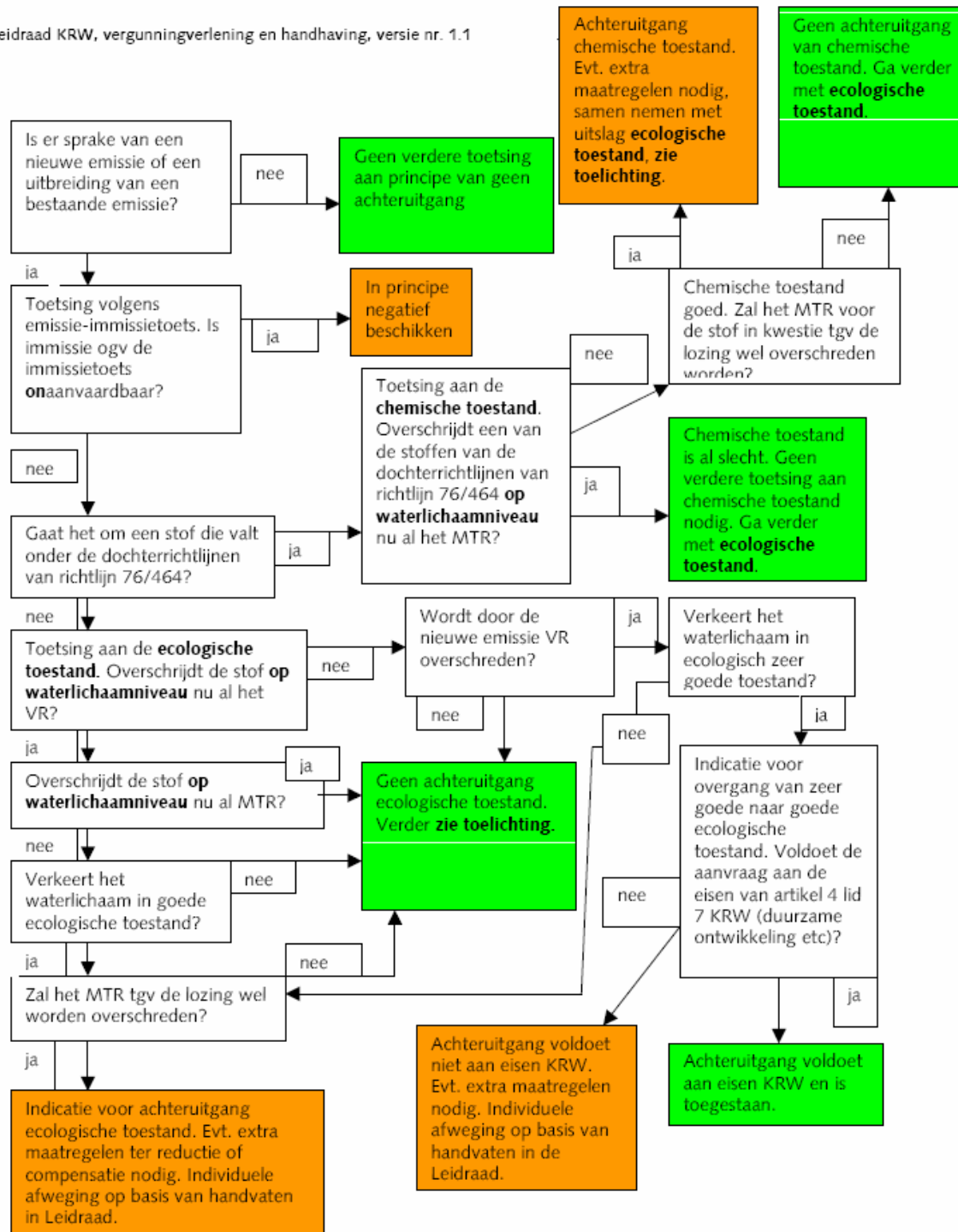
Stof	A	B	C
Cu	15	0,6	0,6
Pb	50	1	1
Zn	50	3	1,5

Maximale waarden (mg/kg) voor de drie bodemtypes zand, klei en veen (laag van 0-50 cm)

		Achtergrond (C _A)	Wonen (C _w)	$\Delta C_w = C_w - C_A$	Industrie (C _I)	$\Delta C_I = C_I - C_A$
Cu	zand	20	27	7	95	75
	klei	29	39	10	139	110
	veen	58	78	20	274	216
Pb	zand	32	136	104	343	311
	klei	40	166	126	420	380
	veen	65	272	207	686	621
Zn	zand	62	89	27	319	257
	klei	100	142	42	512	412
	veen	165	235	70	846	681

Bijlage 2 Beslisschema toetsing aan principe geen achteruitgang

Leidraad KRW, vergunningverlening en handhaving, versie nr. 1.1



Bijlage 3 Statistieken woningen, riolering en water

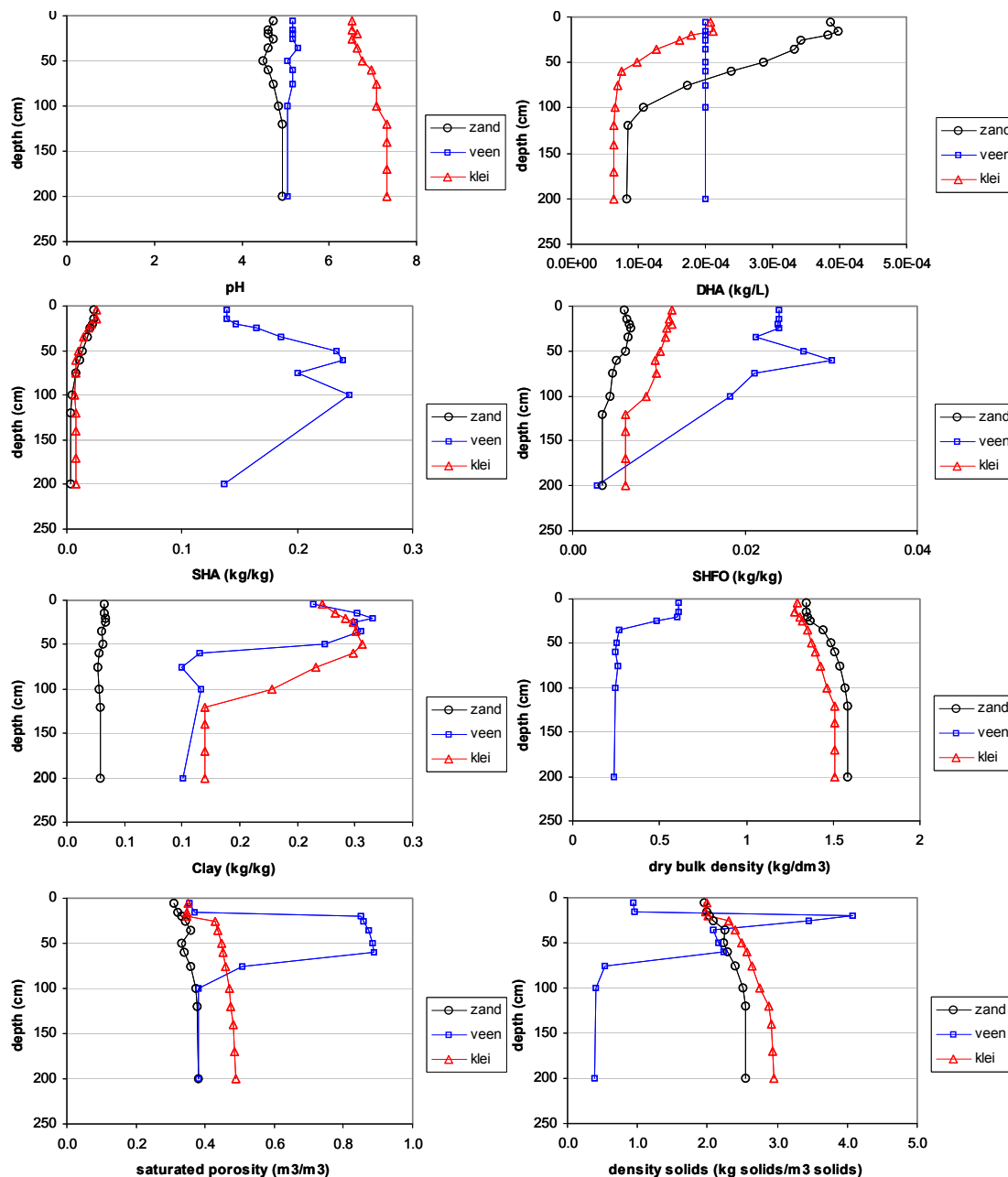
Data Rioned 2005		totaal	min	max
Aantal inwoners	x1000	16255	360	3452
aantal woningen	x1000	6810	138	1500
aantal huishoudens	x1000	7054	142	1542
aantal RWZI		378	5	72
Afgeleverd drinkwater	10 ⁶ m ³ /jaar	1126	18	258
Gezuiverd afvalwater	10 ⁶ m ³ /jaar	1762	24	366
Berekend door RIVM				
Aantal woningen per RWZI		18016	8821	29692
Afzet drinkwater	10 ⁶ m ³ /jaar	1126	22,7	246
drinkwater per huishouden	m ³	160	127	224
effluent per RWZI	10 ⁶ m ³ /jaar	4,66	2,5	8,5
debiet	m ³ /uur	532	285	970
Aandeel drinkwater per RWZI	%	64	51	94
Rijtjeshuizen ¹	%	41	32	42
Half vrijstaand en vrijstaand ¹	%	28	17	44
Aandeel afspoeling daken per RWZI	%	11	9	20
Aantal woningen	km ⁻²	202	75	532
Aantal rijtjeshuizen ¹	km ⁻²	82	24	221
Aantal (half) vrijstaande woningen ¹	km ⁻²	56	49	354
Afspoelend dakoppervlak	m ² /km ²	10114	7197	39907
Afspoelend dakoppervlak	%	1,0	1,0	4,0

¹ Afgeleid van gegevens uit Wonen op een rijtje 2006 (VROM, 2007c)

Vetgedrukt zijn waarden die het minimum en het maximum van de range aangeven.

Grijze rijen zijn berekende waarden op basis van Rioned-gegevens in bovenstaande witte rijen.

Bijlage 4 Bodemeigenschappen



Eigenschappen van de geselecteerde bodems uit de STONE-database. Chemische parameters zijn uitgedrukt in de eenheid waarmee zij in ORCHESTRA zijn ingevoerd;

DHA = humuszuur in de bodemoplossing in kg HA/l poriewater (afgeleid van DOC, zie tekst),

SHA = humuszuur in de vaste fase (afgeleid van % organische stof, zie tekst),

SHFO = som van ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, afgeleid van geëxtraheerd Fe en Al (zie tekst) en kleigehalte.

Daarnaast droge bulkdichtheid, watergevuuld porievolumen en (daaruit berekende) dichtheid van de vaste fase.

Bijlage 5 Details geochemische modellering

Deze bijlage geeft technische details over de geochemische modellering. Relevante passages uit Verschoor et al., (2006) zijn opgenomen in deze bijlage.

De volgende onderwerpen komen aan de orde:

- B5.1 Speciatiemodellering
- B5.2 Opzet van het ORCHESTRA-model
- B5.3 Keuzes met betrekking tot precipitatie van mineralen
- B5.4 Keuzes met betrekking tot pH en redoxtoestand
- B5.5 Keuzes met betrekking tot transport van DOC
- B5.6 Keuzes met betrekking tot hydrologie en modeloutput
- B5.7 Referenties geochemische modellering

B5.1 Speciatiemodellering

De gekozen opzet van het geochemische model is verantwoord in een publicatie van Dijkstra et al. (2004), waarnaar wordt verwezen voor verdere details. Vergelijkbare mechanistische modelbenaderingen worden, met relatief kleine nuanceverschillen, in toenemende mate toegepast om de uitloging en mobiliteit van anorganische stoffen uit afvalstoffen en in bodem en grondwater te voorspellen (Lofts et al., 1998; Temminghoff et al., 1997; Weng et al., 2001, 2002; Cances et al., 2003; Tipping et al., 2003; Voegelin et al., 2003; Gustaffson et al., 2003; Schröder et al., 2005; Fest et al., 2005; Van der Sloot et al., 2006). Hieronder volgt een korte beschrijving van de aanpak die voor dit project is gehanteerd.

De benadering gaat ervan uit dat de stoffen die uitlogen uit bouwproducten in de bodem kunnen binden aan de belangrijkste reactieve oppervlakken, te weten organische stof, ijzer- en aluminium(hydr)oxiden en kleioppervlakken. Voor elk van deze oppervlakken is een adsorptiemodel gekozen waarvoor intrinsieke, thermodynamische parameters beschikbaar zijn voor het stoffenpakket binnen dit project. De mechanistische adsorptiemodellen zijn ‘state of the art’ en omvatten alle interacties (effect van pH, competitie, complexatie, et cetera) die in het voorgaande zijn benoemd. Voor de anorganische speciatie in oplossing is gebruikgemaakt van de thermodynamische gegevens van MINTEQA2 3.11 (Allison et al., 1991) met aanvullingen en correcties (Dijkstra et al., 2002; 2006). Het speciatie- en transportmodel is opgezet in de modelomgeving ORCHESTRA (Meeussen, 2003). De volgende typen adsorptiemodellen zijn gebruikt in de berekeningen:

- *Adsorptie aan vaste en opgeloste organische stof.* Het NICA-Donnan-model (Kinniburgh et al., 1999; Milne et al., 2003) voor specifieke en niet-specifieke binding van componenten aan opgeloste/vaste organische stof. Hierbij wordt aangenomen dat 100% van de opgeloste organische stof (dissolved organic carbon, DOC) en 50% van de vaste organische stof reactief is, met de eigenschappen van humuszuur. Voorts wordt ervan uitgegaan dat organische stof voor 50% uit koolstof bestaat (Dijkstra et al., 2004). Het model is geparametriseerd met de set van ‘generieke’ bindingsconstanten voor humuszuur van Milne et al., (2003). Voor alle stoffen uit het Bouwstoffenbesluit die specifiek aan organische stof kunnen binden (dat zijn alle kationische stoffen) zijn er generieke parameters beschikbaar of af te leiden uit de in de betreffende bron (Milne et al., 2003) vermelde ‘Linear Free Energy Relationships’ waarmee ontbrekende bindingsconstanten kunnen worden berekend. Het benodigde percentage organische stof als functie van de diepte, benodigd als input in

ORCHESTRA, is voor elk van de bodems bekend; de concentraties opgeloste organische stof als functie van de diepte zijn berekend uit regressievergelijkingen.

- *Adsorptie aan ijzer- en aluminium(hydr)oxiden* - het 'Generic Two Layer Model' van Dzombak en Morel (1990) voor binding van componenten aan amorfe Fe- en Al-hydroxiden. Dit model voorziet in het kunnen berekenen van pH-afhankelijke binding van kat- en anionen, competitie en ionsterkte-effecten aan amorfe Fe-(hydr)oxiden. Naast de amorfe Fe-(hydr)oxiden mag men aannemen dat Al-(hydr)oxiden in de ondergrond een bijdrage vormen aan het totale reactief adsorptieoppervlak. Echter, op het moment van schrijven ontbreekt nog een complete en systematische database met adsorptiereacties voor de binding van componenten aan Al-(hydr)oxiden. Wat wel mogelijk is, is om in het model Fe-hydroxide als 'surrogaat' aan te nemen voor amorfe Al-(hydr)oxiden. Hoewel dit mechanistisch niet correct is, is deze keuze verdedigbaar doordat beide mineralen een overeenkomstige reactiviteit bezitten (Hiemstra et al., 1989). In de berekeningen is daarom aangenomen dat 1 mol Al overeenkomt met 1 mol Fe. Vervolgens is het door Dzombak en Morel (1990) aanbevolen molgewicht van 89 g Fe-hydroxide/mol Fe toegepast om de concentratie Fe+Al-(hydr)oxide te berekenen, die dient als input in het model. Voorts is voor de ijzer- en aluminium (hydr)oxiden het door Dzombak en Morel (1990) aanbevolen specifiek oppervlak en *site density* aangenomen. Deze benadering wordt onder meer toegepast en verder onderbouwd in Meima en Comans (1998).

Dit model is geparametriseerd met de generieke bindingsconstanten van Dzombak en Morel (1990). Voor vrijwel alle stoffen uit het Bouwstoffenbesluit die aan (hydr)oxideoppervlakken kunnen binden (dat zijn alle anionische en kationische stoffen) zijn er generieke parameters beschikbaar of af te leiden uit de in de betreffende bron vermelde 'Linear Free Energy Relationships' waarmee ontbrekende bindingsconstanten kunnen worden berekend.

Daarnaast zijn parameters toegevoegd voor de binding van carbonaat (CO_3^{2-}) aan ijzer(hydr)oxide (uit de PHREEQC.dat thermodynamische database, Parkhurst en Appelo 1999).

De hoeveelheden ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, benodigd als input in ORCHESTRA, zijn voor elke bodem beschikbaar in de vorm van oxalaat-extracties. Dit type extractie is in de wetenschappelijke literatuur gebruikelijk om deze parameters te schatten (Blakemore et al., 1987; Kostka en Luther III, 1994).

- *Adsorptie (ion-omwisseling) aan kleimineralen*. Voor niet-specifieke binding van stoffen aan permanent geladen oppervlakken (kleideeltjes) is een eenvoudig Donnan-model gebruikt (zie Dijkstra et al., 2004). Er is een CEC van 0,25 eq/kg klei aangehouden (overeenkomend met de gemiddelde CEC van illiet) en een Donnanvolume dat gefixeerd is op 1 l/kg. De hoeveelheid klei als functie van de diepte, benodigd als input in ORCHESTRA, is voor elk van de bodems bekend.

B.5.2 Opzet van het ORCHESTRA model

De geochemische en fysische eigenschappen van de geselecteerde bodems, zoals weergegeven in Bijlage 4, zijn zonder wijzigingen in het ORCHESTRA-model ingevoerd. In feite is het mechanistische model dus in drievoud opgezet, namelijk voor de gemiddelde zandbodem, de kleibodem en veenbodem. Om dit te bewerkstelligen is er een laagjesdikte van 10 centimeter aangehouden, tot een diepte van 3 meter, waarin alle beschikbare profielgegevens zijn ingevoerd.

Naast de parameters zoals pH en de diverse adsorptieoppervlakken dient er een aanname te worden gedaan voor de concentratie van belangrijke hoofdelementen die voor competitie kunnen zorgen met de stoffen die vanuit de bronterm inspoelen in de bodem. De belangrijkste competitoren voor de binding aan organische stof (veruit het belangrijkste adsorptieoppervlak voor kationen zoals zware metalen) zijn Fe^{3+} , Al^{3+} en Ca^{2+} ; de laatste speelt ook een belangrijke

rol bij adsorptie aan (hydr)oxideoppervlakken. Voor Fe^{3+} en Al^{3+} worden de opgeloste en geadsorbeerde concentraties in het model gereguleerd door de aanwezigheid van ferrihydriet ($\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$) en gibbsiet ($\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$), welke oplossen of neerslaan onder invloed van bodemparameters zoals pH en organische stof. De concentratie Ca in bodems met een pH lager dan circa 7 wordt meestal niet door het oplossen van mineralen bepaald, omdat deze onder die condities niet stabiel zijn (carbonaten en dergelijke). Als (initiële) achtergrondconcentratie in oplossing is daarom 0,001 M Ca aangenomen; deze concentraties worden in de loop van de berekening verdrongen door de concentraties die inspoelen vanuit de bronterm.

Omdat in het hierboven beschreven systeem ook anionen mogen adsorberen, zoals MoO_4^{2-} en SbO_3^- , is in separate modelruns de mogelijke competitieve invloed van fosfaat op de adsorptie van andere anionen geëvalueerd. Hieruit bleek dat fosfaat, in de lage concentraties zoals opgelegd door hydroxyapatiet ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), nauwelijks invloed had op de mobiliteit van anionen wanneer een realistische bronterm werd aangenomen met meerdere vergelijkbaar sterk adsorberende anionen (AsO_4 , VO_4) in realistische hoge concentraties (in het onderhavige geval een AVI- bodemas). Om het model niet onnodig complex te maken is er daarom besloten om fosfaat niet mee te nemen in de berekeningen.

In vergelijking met een meer compleet systeem van gemeten concentraties hoofdelementen die voor competitie/complexatie kunnen zorgen (Mg^{2+} , Sr^{2+} et cetera) blijkt dat modelvoorspellingen althans voor opgeloste concentraties zware metalen uit Dijkstra et al. (2004), dat wil zeggen Ni, Cu, Zn, Cd en Pb, behoorlijk goed kunnen worden voorspeld met het hierboven beschreven 'vereenvoudigde' systeem van achtergrondconcentraties van hoofdelementen.

Om rekening te houden met de meestal hogere $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning in bodems ten gevolge van respiratie is in alle bodemprofielen een vaste $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning aangenomen van 10-2.5 atm, tienmaal hoger dan atmosferisch. Deze waarde wordt door het standaardwerk van Lindsay (1979) als referentiewaarde voor bodems gehanteerd. De $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning reguleert de concentraties opgelost carbonaat in de bodemoplossing, hetgeen met name bij de wat hogere pH's ($\sim > \text{pH } 7$) als complexvormer kan fungeren voor metalen die minder sterk binden aan opgeloste organische stof (doorgaans het belangrijkste ligand voor metalen in oplossing). Daarnaast zorgt CO_3^{2-} gebonden aan (hydr)oxideoppervlak voor competitie met andere anionen.

B5.3 Keuzes met betrekking tot precipitatie van mineralen

Voor precipitatie van minerale fasen in de bodem is uit de thermodynamische database MINTQA2 (Allison et al., 1991) en aanvullingen (Dijkstra et al.; 2002, 2006) een selectie gemaakt op basis van de waarschijnlijkheid waarmee de mineralen gevormd kunnen worden en doorgaans goede beschrijvingen opleveren van de oplosbaarheid van de betreffende stoffen in bouwstoffen en/of bodem (zie onder andere Meima en Comans, 1998; Dijkstra et al., 2004; 2006). Hierbij moet worden opgemerkt dat uit metingen en modellering is gebleken dat adsorptie veruit het belangrijkste vastleggingsproces lijkt te zijn voor de meeste metalen en oxyanionen in de bodem, en precipitatie van mineralen dus in veel gevallen van ondergeschikt belang zal zijn. Niettemin kunnen bij hoge beladingen in sommige gevallen precipitaten gevormd worden, zoals ook is geconstateerd in de berekeningen. De minerale fasen waarvan precipitatie in het model werd toegelaten zijn vermeld in Tabel B5.1.

Tabel B5.1 Geselecteerde minerale fasen waarvan precipitatie/oplossen is toegestaan in het ORCHESTRA-model

Barite (BaSO ₄ (s))	Gibbsite[C] (Al(OH) ₃ (s))
Ca ₂ V ₂ O ₇	Gypsum (CaSO ₄ (s))
Ca ₃ [VO ₄] ₂	HgCO ₃
CaMoO ₄ [c]	Malachite (CuCO ₃ (s))
CaSb(OH) ₆ [s] ₂	Montroydite (Hg(OH) ₂ (s))
CaSeO ₃ ·2H ₂ O	NiCO ₃ [s]
Ca_Vanadate	Ni(OH) ₂ [s]
Calcite (CaCO ₃ (s))	Otavite (CdCO ₃ (s))
Cd(OH) ₂ [C]	Pb ₂ V ₂ O ₇
Cerrusite (PbCO ₃ (s))	Pb ₃ [VO ₄] ₂
Cr(OH) ₃ [C]	PbMoO ₄ [c]
Cu(OH) ₂ [s]	Pb(OH) ₂ [C]
Ferrihydrite (Fe(OH) ₃ (s))	Witherite (BaCO ₃ (s))
Fluorite (CaF ₂ (s))	Zincite (ZnO(s))

B5.4 Keuzes met betrekking tot pH en redoxtoestand

De pH is in het model vastgelegd als functie van de diepte in de bodem, conform de gebruikte bodemeigenschappen uit het STONE-bestand. De consequentie hiervan is dat er in deze modelopzet geen rekening wordt gehouden met de mogelijke verandering van de pH in de bodem als gevolg van een alkalische bronterm (of zure, maar alkalisch komt het meeste voor). Hiervoor zijn diverse redenen:

- Er is niet een consistente manier om alkaliniteit afkomstig uit verschillende bouwstoffen op een generieke manier te beschrijven (de pH varieert tussen pH 8 en pH 13.5 voor verschillende alkalische bouwstoffen en per toepassingsscenario), terwijl de herziening van het Bouwstoffenbesluit gericht is op een generieke benadering. Daarnaast is de alkaliniteit afkomstig van een bouwstof geen 'statische' maar een variabele parameter: afhankelijk van het toepassingsscenario zal deze in de tijd veranderen (pH-afname als gevolg van CO₂-opname in een open toepassing) of niet veranderen (bijvoorbeeld in een strikt van de atmosfeer afgesloten toepassingsscenario).
- Modellen die de buffering van zuur en base en de effecten daarvan in de bodem kunnen beschrijven (bijvoorbeeld Fest et al., 2005), zijn op het moment van schrijven nog niet voldoende operationeel. Dit geldt met name voor de binding en mobilisatie van DOC als functie van pH. Uiteraard is dit wel een onderwerp dat aandacht behoeft voor verder onderzoek.

In het model is een mild oxidatieve redoxtoestand aangehouden overeenkomend met $pH + pe = 15$, waardoor de redoxtoestand in de bodem afhankelijk is van de pH en met de diepte verandert. Dezelfde problematiek als geschetst voor de pH geldt ook voor de redoxtoestand en redoxbuffercapaciteit in de bodem, namelijk dat het niet mogelijk is om een generieke bronterm voor oxiderende/reducerende capaciteit op eenduidige wijze in het model te verdisconteren, gegeven de randvoorwaarde dat de risicobeoordeling van Maximale Waarden generiek van aard is. Ook zijn de modelmogelijkheden de redoxtoestand van de bodem dynamisch te laten veranderen nog in het ontwikkelingsstadium.

B5.5 Keuzes met betrekking tot transport van DOC

De DOC-concentraties in oplossing zijn voor elke cel in het transportmodel vast te leggen. Tijdens de transportberekeningen liggen de DOC-concentraties als functie van de diepte dus vast, maar voor berekening van transport van stoffen wordt wel gebruikgemaakt van de aan DOC gebonden mobiele fractie. Hoewel op deze manier het transport van DOC zelf niet wordt beschreven (de vorming, adsorptie en afbraak van DOC in de bodem zijn als het ware met elkaar in evenwicht), wordt het effect van aanwezig DOC op transport van overige stoffen wel correct berekend.

B5.6 Keuzes met betrekking tot de hydrologie en modeloutput

Het transportmodel bestaat uit cellen van 10 cm elk tot een diepte van 3 m (alleen de bovenste 2 m wordt gebruikt). Er is een constante neerwaartse flux aangenomen van 300 mm/jaar (gemiddeld Nederlands neerslagoverschot) en er is rekening gehouden met de waarde van de fysische parameters als functie van de diepte (zie Bijlage 4). Als eindpunten worden berekend doorbraakcurve en gemiddelde concentraties over de bovenste meter van het grondwater.

De dispersie wordt in de huidige modelopzet gecontroleerd door numerieke dispersie, die ongeveer 10 centimeter bedraagt (dispersielengte). Er is in het model niet gerekend met frontspreiding door diffusie; een separate berekening waarin dit wel is gedaan, gaf geen noemenswaardige verschillen.

Dispersie en diffusie hebben in een percolatieregime geen invloed op het moment van doorbraak, alleen op de spreiding van het concentratiefront. Voorts is het zo dat voor de hier doorgerekende eindpunten (middeling van de concentraties over de bovenste meter van het grondwater en de bodem) de effecten van diffusie/dispersie enigszins worden gedempt.

B5.7 Literatuur geochemische modellering

Allison, J. D., S.D. Brown, K.J. Novo-Gradac (1991) MINTEQA2/PRODEFA2, Geochemical assessment model for environmental systems: version 3.11 databases and version 3.0 user's manual. Environmental Research Laboratory, US-EPA, Athens, GA.

Blakemore, L.C., Searle, P.L., Daly, B.K. (1987) Methods for chemical analysis of soils. Sci. rep. 80, NZ Soil Bureau, Lower Hutt, Nieuw Zeeland.

Cances, B., M. Ponthieu, M. Castrec-Rouelle, E. Aubry, M.F. Benedetti (2003) Geoderma, 113, p. 341-355.

Dijkstra, J.J., H.A. van der Sloot, R.N.J. Comans (2002) Process identification and model development of contaminant transport in MSWI bottom ash. Waste Management, 22, p. 531-541.

Dijkstra, J.J., J.C.L. Meeussen, R.N.J. Comans (2004). Leaching of heavy metals from contaminated soils: an experimental and modeling study. Environ. Sci. Technol., 38, p. 4390-4395.

Dijkstra, J.J., H.A. van der Sloot, R.N.J. Comans (2006). The leaching of MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry, 21, p. 335-351.

Dzombak, D. A. en F.M.M. Morel (1990) Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Fest, E.P.M.J., E.J.M. Temminghoff, J. Griffioen, W.H. van Riemsdijk (2005) Proton Buffering and Metal Leaching in Sandy Soils. *Environ. Sci. Technol.*; 39(20); p. 7901-7908.

Gustafsson, J.P., P. Pechová, D. Berggren (2003) Modeling metal binding to soils: The role of organic matter. *Environmental Science and Technology* 37, p. 2767-2774.

Hiemstra, T., Riemsdijk, W.H. van en Bolt, G.H. (1989b) Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr)oxides: a new approach. I. Model description and evaluation of intrinsic reaction constants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 133, 91-104.

Kinniburgh, D.G., W.H. van Riemsdijk, L.K. Koopal, M. Borkovec, M.F. Benedetti, M.J. Avena (1999) Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. *Colloids Surfaces A*, 151, p. 147-166.

Kostka, J.E., Luther III, G.W. (1994). Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58, 1701-1710.

Lofts, S., E. Tipping (1998), *Geochim. Cosmochim. Acta*, 62, p. 2609-2625.

Meeussen, J.C.L. (2003) ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models, *Environ. Sci. Technol.*, 37; p. 1175-1182.

Meima, J.A. en R.N.J. Comans (1998). Application of surface complexation/precipitation modelling to contaminant leaching from weathered municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.*, 32, p. 688-693.

Milne, C.J., D.G. Kinniburgh, W.H. van Riemsdijk, E. Tipping (2003). Generic NICA-Donnan model parameters for metal-ion binding by humic substances. *Environ. Sci. Technol.*, 37, p. 958-971.

Parkhurst D.L en C.A.J. Appelo (1999) User's guide to PHREEQC (version 2) - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water Resour. Inv. Report 99-4259, Denver CO: U.S. Geol. Surv.

Schipper, P.N.M. en J.J. Dijkstra (2001) Kwaliteitsaspecten bij infiltratie van hemelwater. Richtlijnen bovengrondse infiltratievoorzieningen op basis van geochemisch onderzoek. Grontmij, Houten.

Schröder, T., T. Hiemstra J.P.M. Vink, S.E.A.T.M. van der Zee (2005) Modeling of the Solid-Solution Partitioning of Heavy Metals and Arsenic in Embanked Flood Plain Soils of the Rivers Rhine and Meuse. *Environ. Sci. Technol.*; 39(18); p. 7176-7184.

Sloot, H.A. van der, Meeussen, J.C.L., Zomeren, A. van en Kosson, D S. (2006), Developments in the characterisation of waste materials for environmental impact assessment purposes, *Journal of Geochemical Exploration* 88, 72-76.

Temminghoff, E.J.M., S.E.A. T.M. van der Zee, F.A.M. de Haan (1997) Copper mobility in a copper contaminated sandy soil as affected by pH and dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology*, 31, p. 1109-1115.

Tipping, E., et al. (2003) The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental pollution*, 125, p. 213-225.

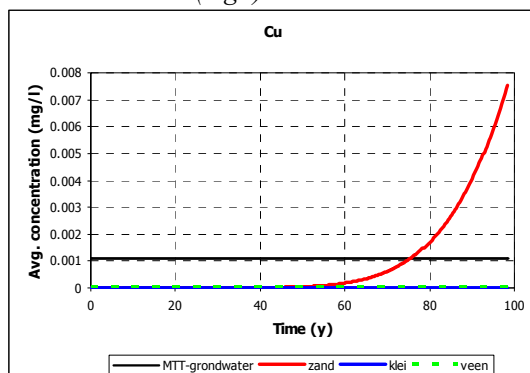
Voegelin, A., V.M. Vulava, R. Kretzschmar (2001) A reaction-based model describing competitive sorption and transport of Cd, Zn, and Ni in an acidic soil. *Environ. Sci. Technol.*, 35, p. 1651-1657.

Weng, L., E.J.M. Temminghoff, W.H. van Riemsdijk (2001). Contribution of individual sorbents to the control of heavy metal activity in sandy soil, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 4436-4443.

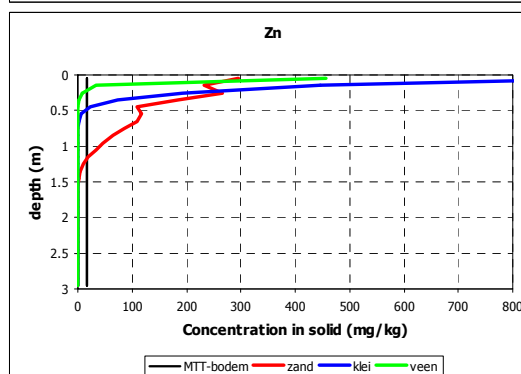
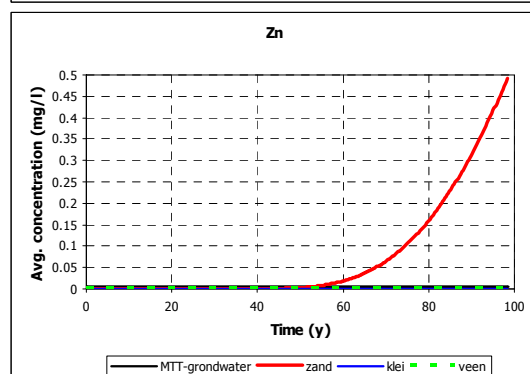
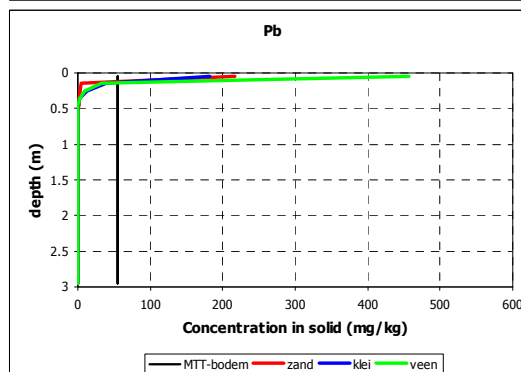
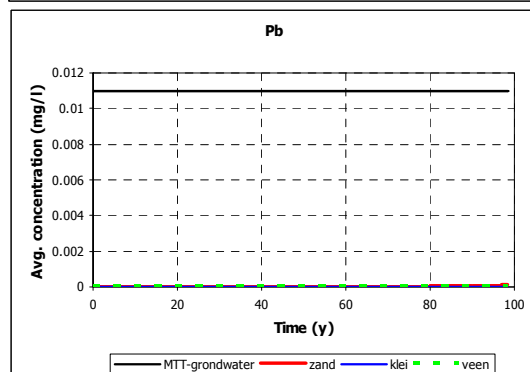
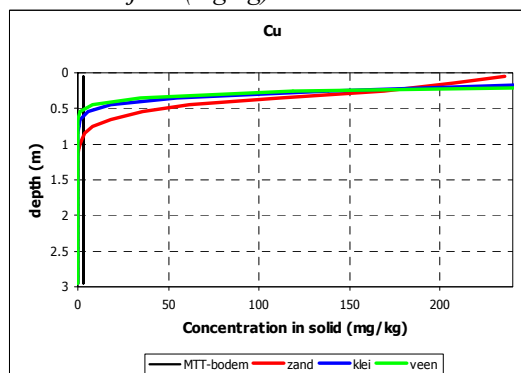
Weng, L., E.J.M. Temminghoff, S. Lofts, E. Tipping, W.H. van Riemsdijk (2002) Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 4804-4810.

Bijlage 6 Uitloging standaardscenario

*Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)*



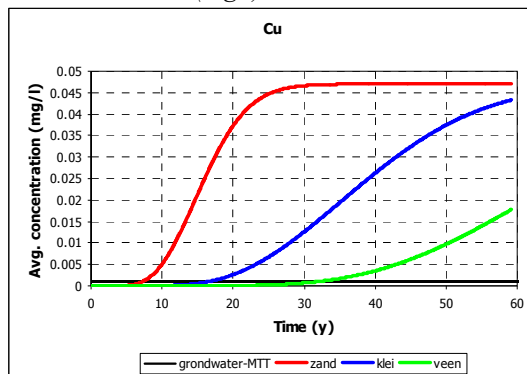
*Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 100 jaar (mg/kg)*



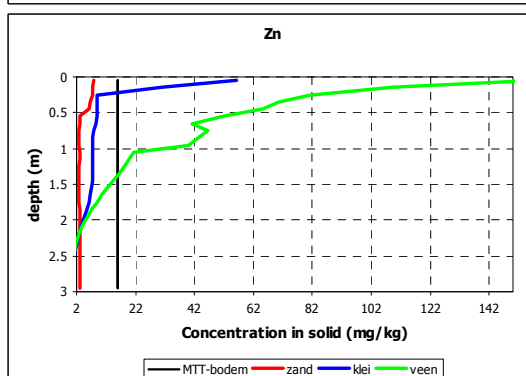
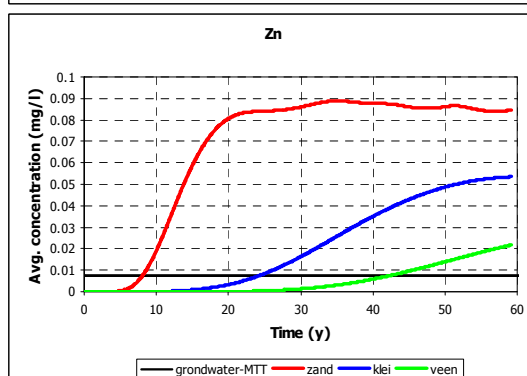
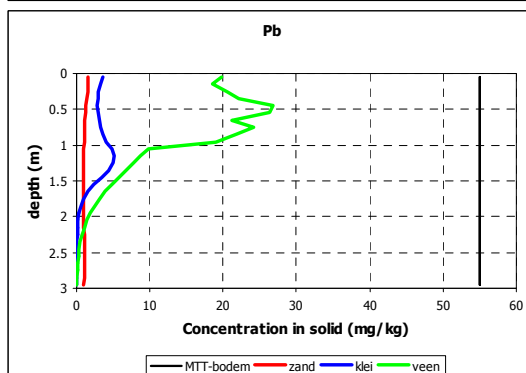
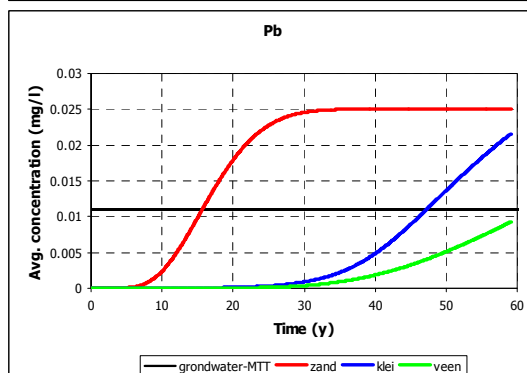
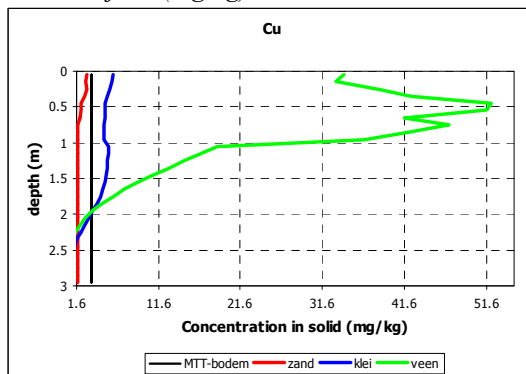
Bijlage 7 Wadi – invloed bodemtype

Concentratietoename ten gevolge van de afspoeling van goten en slabben. De afspoeling van metalen daken is hier niet gepresenteerd.

Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)



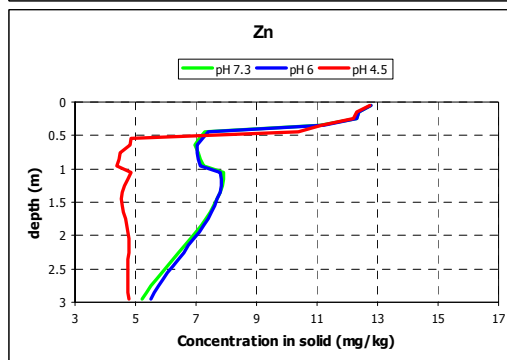
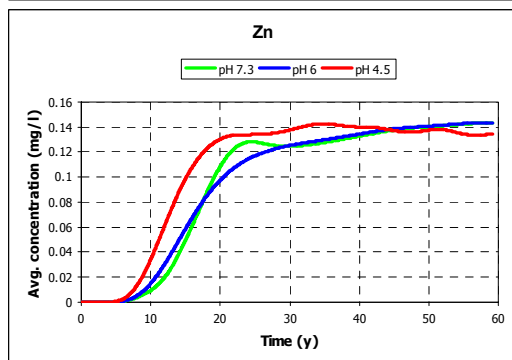
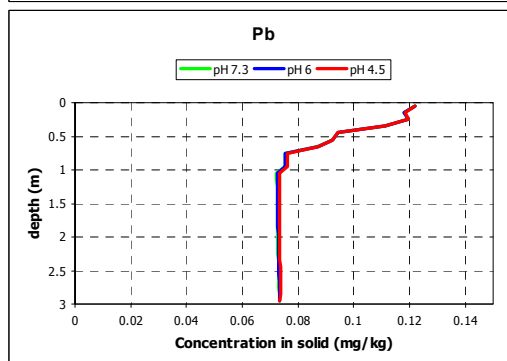
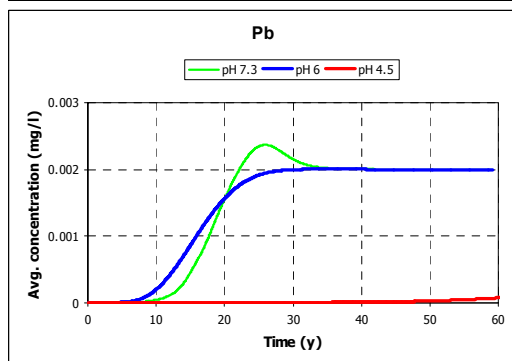
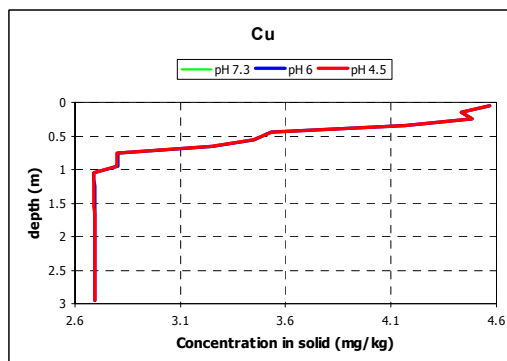
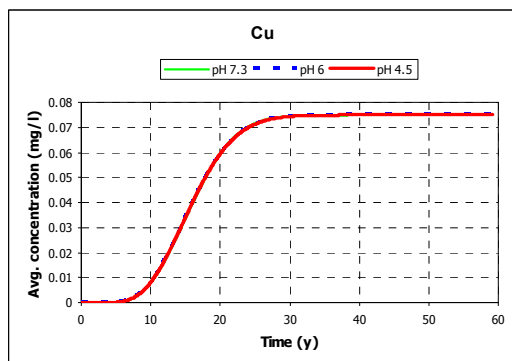
Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 60 jaar (mg/kg)



Bijlage 8 Wadi - invloed van de pH

*Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)*

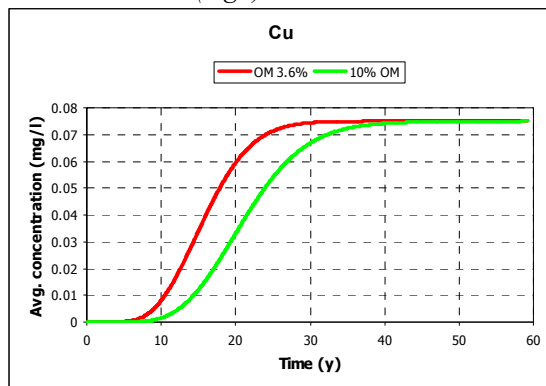
*Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 60 jaar (mg/kg)*



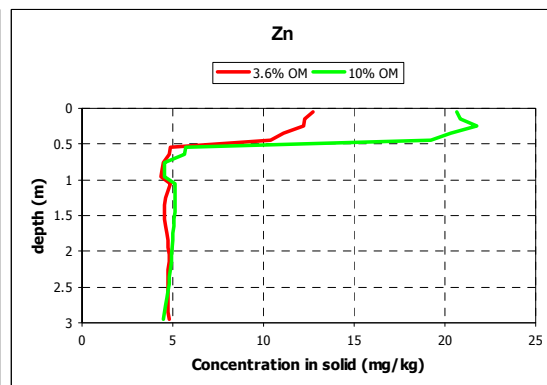
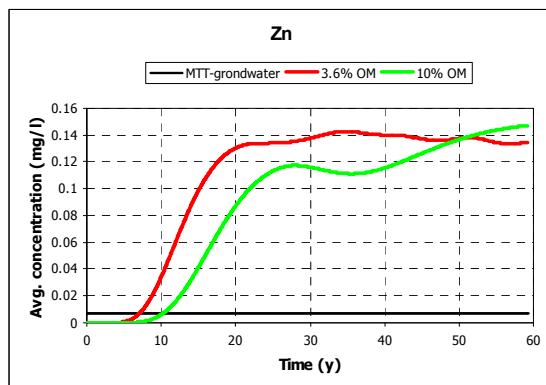
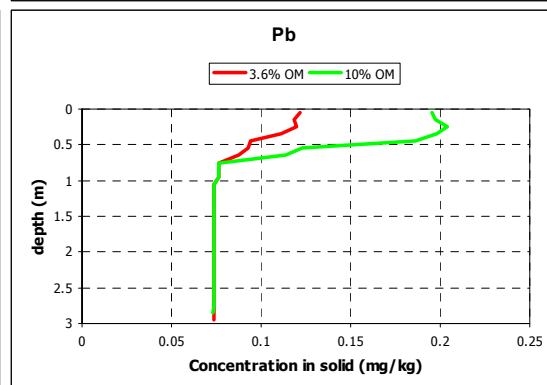
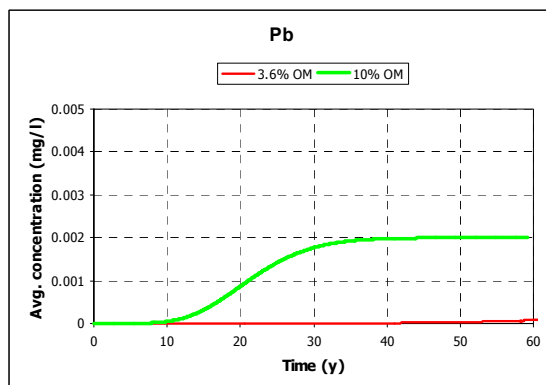
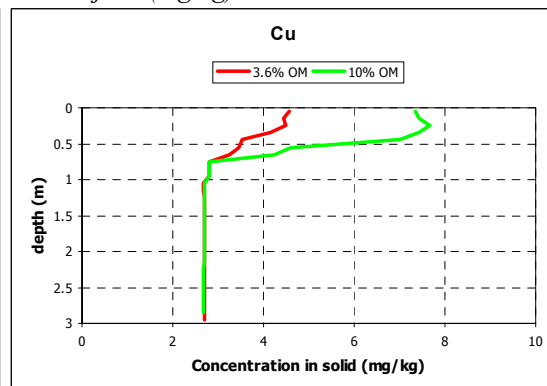
Berekeningen voor een wadi met infiltratiesnelheid van 6000 mm/jaar, afspoeling van 10 m² verhard oppervlak per m² wadi. Indicatieve bronterm.

Bijlage 9 Wadi - Invloed gehalte organische stof

Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)



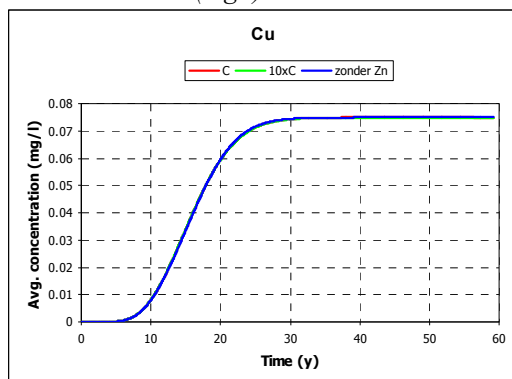
Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 60 jaar (mg/kg)



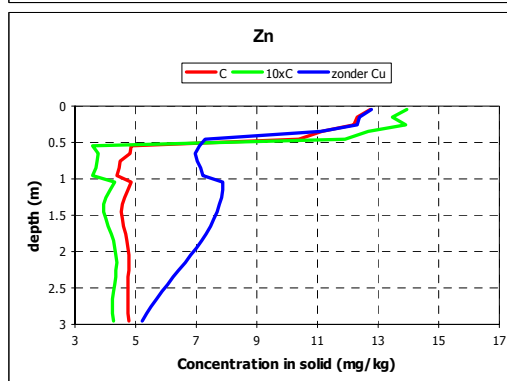
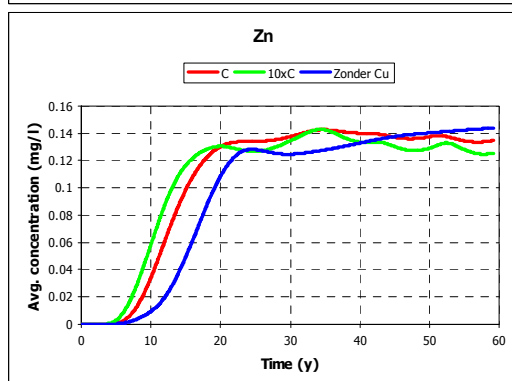
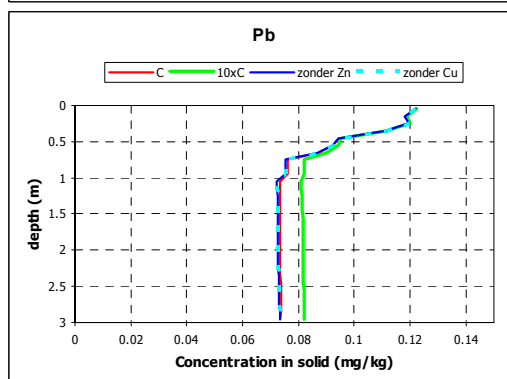
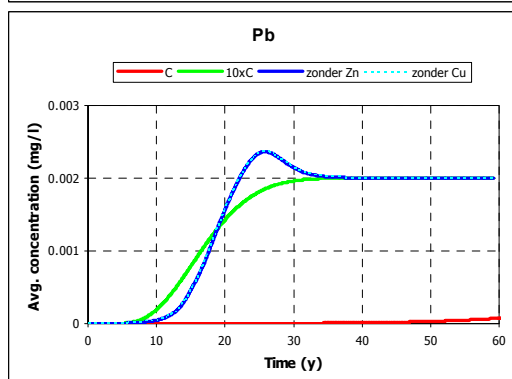
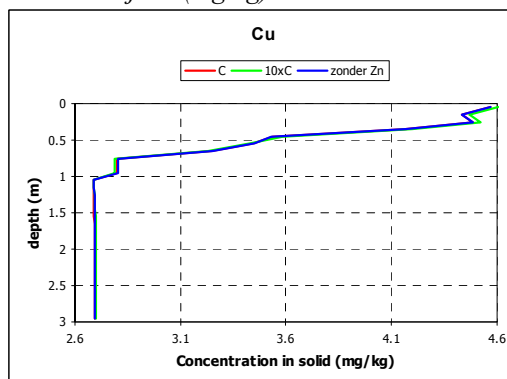
Berekeningen voor een wadi met infiltratiesnelheid van 6000 mm/jaar, afspoeling van 10 m² verhard oppervlak per m² wadi.
Indicatieve bronterm

Bijlage 10 Wadi - invloed van andere bronnen

Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)



Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 60 jaar (mg/kg)

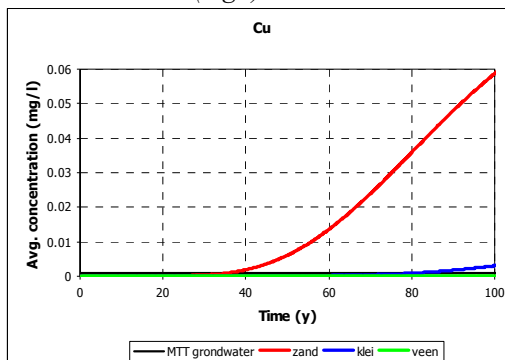


Berekeningen voor een wadi met infiltratiesnelheid van 6000 mm/jaar, afspoeling van 10 m² verhard oppervlak per m² wadi. Indicatieve bronterm.

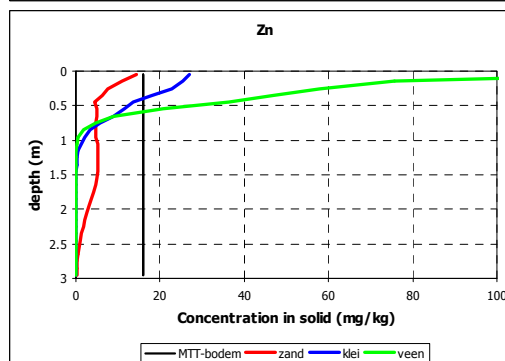
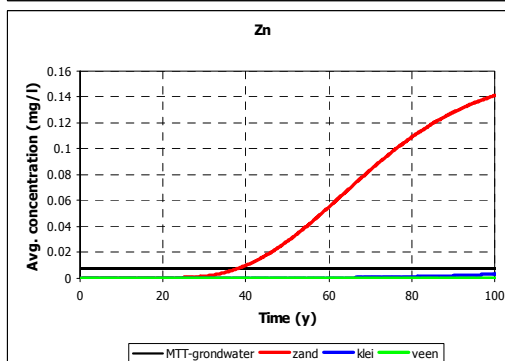
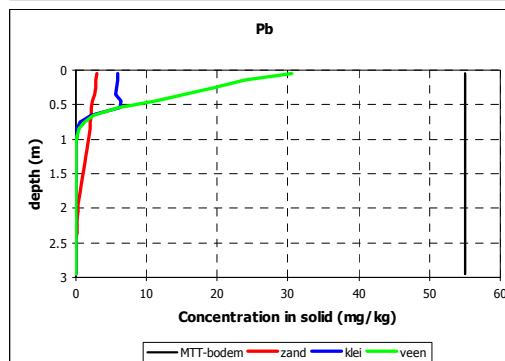
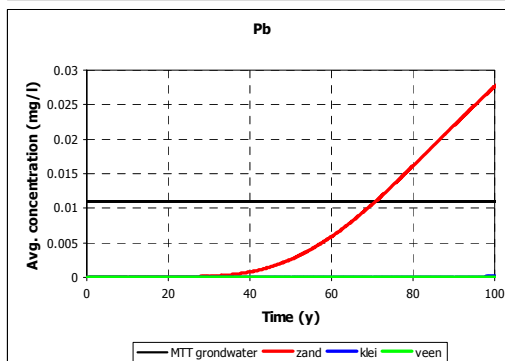
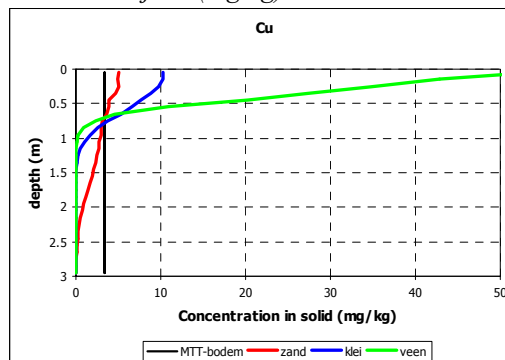
Bijlage 11 Afwatering in tuinen

Concentratietoename ten gevolge van de afspoeling van goten en slabben. De afspoeling van metalen daken is hier niet gepresenteerd.

*Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)*



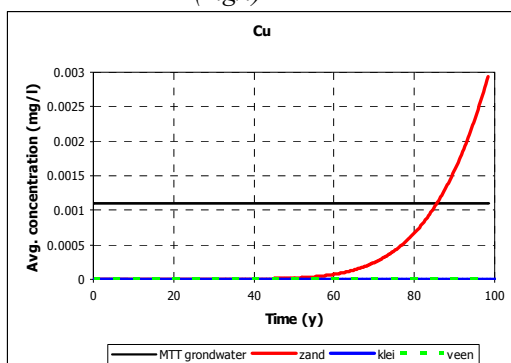
*Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 100 jaar (mg/kg)*



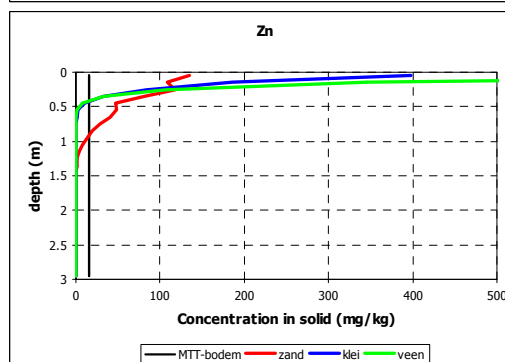
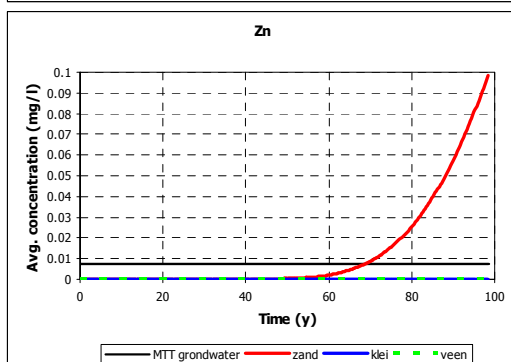
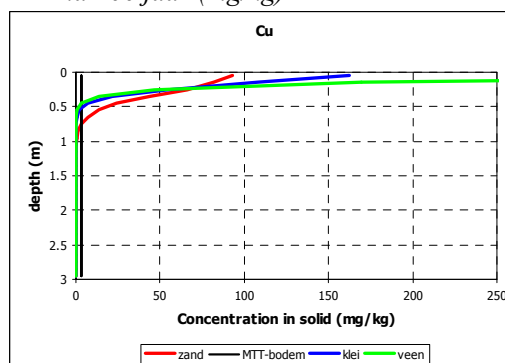
Bijlage 12 Afspoeling van gevelbeplating

Concentratietoename ten gevolge van de afspoeling van gevels. De afspoeling van metalen daken is hier niet gepresenteerd.

Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)



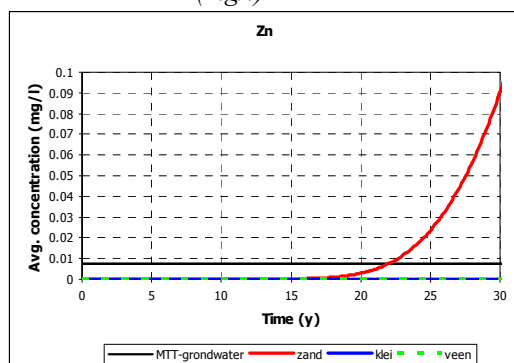
Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 100 jaar (mg/kg)



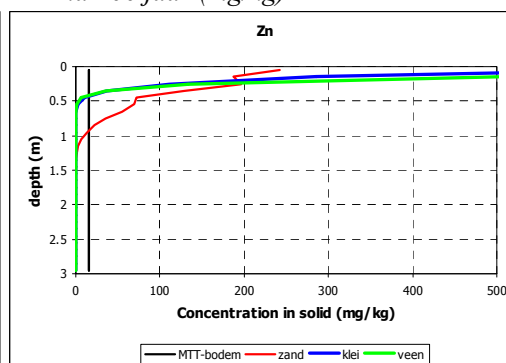
Bijlage 13 Afspoeling vangrails

Concentratietoename ten gevolge van de afspoeling van vangrails. De afspoeling van metalen daken is hier niet gepresenteerd.

*Concentratieverloop in grondwater
(mg/l)*



*Concentratieverloop in het bodemprofiel
na 100 jaar (mg/kg)*



Bijlage 14 BLM-factoren zink

BLM-constanten voor acute en chronische toxiciteit:

- in vis Tabel B14.1
- in ongewervelde organismen Tabel B14.2
- in algen Tabel B14.3

Met behulp van deze constanten en de BLM-formule (zie formule 1) kunnen de biobeschikbare zinkconcentraties worden berekend.

Tabel B14.1 BLM-constanten voor acute en chronische toxiciteit voor zink in (jonge) regenboogforel (*O. Mykiss*) (De Schampelaere et al., 2003).

	Acuut	Chronisch (5 th p-BLM)	Chronisch (50 th p-BLM)	Chronisch (95 th p-BLM)
Log KZnBL (a)	5,31	5,31	5,31	5,31
Log KCaBL	3,76	3,35	3,70	4,01
Log KMgBL	3,51	3,04	3,15	3,31
Log KNaBL	2,88	2,33	2,45	2,61
Log KHBL	6,73	6,24	6,36	6,52
$f_{ZnBL}^{50\%}$ (b)	0,141±0,035	0,189±0,043	0,146±0,028	0,104±0,018
$f_{ZnBL}^{10\%}$ (b)	NA	0,067±0,015	0,049±0,009	0,034±0,006
f_{ZnBL}^{NOEC} (b)	NA	0,100±0,047	0,074±0,029	0,051±0,018

- (a) log KZnBL is gelijk gesteld aan de waarde die is gerapporteerd in Heijerick et al. (2002) voor de acute Zn-BLM voor *D. magna*
 (b) gemiddelde ± one-sided 95% confidence limiet

Tabel B14.2 BLM-constanten voor acute (Heijerick et al., 2003) en chronische (De Schampelaere et al., 2003) toxiciteit voor zink in ongewervelde organismen (*Daphnia Magna*).

	Acuut	Chronisch
Log KZnBL (a)	5,31	5,31
Log KCaBL	3,34	3,25
Log KMgBL	3,12	2,71
Log KNaBL	2,37	1,92
Log KHBL	-	5,91
$f_{ZnBL}^{50\%}$ (b)	0,417	0,117±0,13
f_{ZnBL}^{NOEC} (b)	NA	0,077±0,015

- (a) Data uit Heijerick et al. (2003)
 (b) gemiddelde ± one-sided 95% confidence limiet

Tabel B14.3: BLM-constanten voor chronische toxiciteit van zink in algen (*P. subcapitata*) (EU-RAR zink).

	Chronisch
Log KZnBL (a)	0,538 pH +2,25
$f_{ZnBL}^{50\%}$ (b)	0,454±0,038
f_{ZnBL}^{NOEC} (b)	0,143±0,037

- (a) Omdat de kritische biotische ligandconcentraties van zink voor *P. subcapitata* pH afhankelijk zijn en afgedekt worden door de stabiliteitconstante voor ZnBL, zijn de overige constanten voor de andere concurrerende kationen verwaarloosbaar.

(b) Gemiddelde $\pm$ one-sided 95% confidence limiet

De hierboven genoemde BLM-constanten worden gebruikt om de voor BLM gecorrigeerde concentratie te bepalen, waarbij geen effect op de organismen waarneembaar is (NOEC_x^6) voor de desbetreffende locatie. Hierna wordt uit de NOEC_x en een referentie NOEC_{ref} de BioF-factor bepaald.

Tabel B14.4 Samenvatting van de referentie NOEC-waarden (NOEC_{ref}) voor de drie soorten aquatische organismen, voor welke BLM's zijn ontwikkeld in referentiewateren onder referentiecondities⁷ (EU-RAR zink).

Soort	NOEC_{ref}
<i>O. mykiss</i>	184
<i>D. magna</i>	86
<i>P. subcapitata</i>	21

Tabel B14.5 Enkele biobeschikbaarheidsfactoren voor Nederlandse oppervlakte wateren (Europese Commissie, 2008b). HC5 waarden worden gedeeld door de biobeschikbaarheidsfactor.

	DOC (mg/l)		pH			Hardheid (CaCO ₃ mg/l)			BioF algen	BioF algen	BioF vis	BioF vis
	10P	50P	10P	50P	90P	10P	50P	90P	10P-90P*	50P-50P*	10P-10P*	50P-50P*
grote meren	5,3	7,6	8,3	8,6	8,9	160	220	280	0,5	0,3	0,4	0,1
kleine meren	4,1	9,9	7,6	7,8	8	160	220	280	0,6	0,3	0,8	0,3
beekje	13,9	18,2	7,3	7,4	7,5	118	220	322	0,3	0,2	0,6	0,2
greppel	15,3	27,5	6,1	6,9	7,7	260	350	440	0,2	0,1	0,6	0,2
zandige bron	1,2	2,2	6,6	6,7	6,8	76	79	82	0,7	0,6	1,0	1,0
Rijn	2,1	2,8	7,7	7,8	7,9	201	220	233	0,9	0,8	1,0	0,4
Maas	2,3	3,3	7,5	7,7	7,9	165	220	275	0,9	0,7	1,0	0,4
gemiddeld'	6,3	10,2	7,3	7,6	7,8	163	218	273	0,4	0,2	0,8	0,3

* Realistic worst case (algen 10P DOC en 90P anorganisch en vis: 10P DOC en 10P anorganisch) en gemiddelde (50P DOC en 50P anorganisch voor vis en algen)

⁶ NOEC = No Observed Effect Concentration

⁷ De condities zijn als volgt geselecteerd: voor alle organismen P10% van DOC. Voor *D. magna* and *O. mykiss*: P10% van anorganische parameters (inclusief pH en hardheid). Voor *P. subcapitata*: P90% voor anorganische parameters (inclusief pH en hardheid).

Bijlage 15 BLM-factoren koper

BLM-constanten voor acute en chronische toxiciteit:

- in vis Tabel B15.1
- in ongewervelde organismen Tabel B15.2

Door deze constanten in te vullen in de BLM formule (zie formule 1) kunnen de biobeschikbare koperconcentraties worden berekend.

Tabel B15.1: BLM-constanten voor acute en chronische toxiciteit voor koper in vis (De Schamphelaere et al., 2005 en Di Toro et al., 2001).

	Acuut *	Chronisch **
$R_{CuOH} = K_{CuOHBL} / K_{CuBL}$	0,063	0,20
$R_{CuCO3} = K_{CuCO3BL} / K_{CuBL}$	-	0,10
$\log K_{CuBL}$	7,4	8,02
$\log K_{CuOHBL}$	6,2	7,32
$\log K_{CuCO3BL}$	-	7,01
$\log K_{HBL}$	5,4	5,40
$\log K_{CaBL}$	3,6	3,47
$\log K_{MgBL}$		3,58
$\log K_{NaBL}$	3,0	3,19

* Di Toro et al., 2001

** De Schamphelaere et al., 2005

Tabel B15.2: BLM-constanten voor acute en chronische toxiciteit voor koper in ongewervelde organismen (Daphnia Magna) in oppervlaktewater (De Schamphelaere et al., 2002 en 2004).

	Acuut *	Chronisch **
$R_{CuOH} = K_{CuOHBL} / K_{CuBL}$	0,20	1,00
$R_{CuCO3} = K_{CuCO3BL} / K_{CuBL}$	0,10	0,26
$\log K_{CuBL}$	8,02	8,02
$\log K_{CuOHBL}$	7,32	8,02
$\log K_{CuCO3BL}$	7,01	7,44
$\log K_{HBL}$	5,40	6,67
$\log K_{CaBL}$	3,47	-
$\log K_{MgBL}$	3,58	-
$\log K_{NaBL}$	3,19	2,91

* De Schamphelaere et al., 2002

** De Schamphelaere et al., 2004

Tabel B15.3: BLM-constanten voor chronische toxiciteit van koper in algen (P. subcapitata) (EU-RAR zink).

	Chronisch
Log KZnBL (a)	1,14 pH +0,812

Onderstaande tabel geeft de regressiemodellen weer zoals deze zijn beschreven in de voluntary RAR voor koper voor de verschillende soorten organismen. De **vetgedrukte** richtingscoëfficiënten zijn gebruikt in RAR voor koper.

Tabel B15.3: Overzicht van de significante regressiemodellen voor de abiotische factoren welke een invloed hebben op de kopertoxiciteit in de bodem zoals beschreven in de voluntary RAR voor koper.

	Afhankelijke variabele	Abiotische factor	Richtings- coëfficiënt	R ²	Confidence interval (95%)
Ongewervelde organismen					
Eisenia fetida – reproduction (n=14)	EC50 EC10	CEC	0,58 0,60	0,75	0,19 0,26
Folsomia candida – reproduction (n=18)	EC50	CEC	0,96	0,61	0,39
	EC10		1,16		0,56
	EC50	CEC and	0,62 resp, 0,23	0,70	0,45 resp, 0,19
	EC10	MnOx	0,72 resp 0,3		0,65 resp, 0,28
Planten					
Hordeum vulgare – root elongation (n=18)	EC50	CEC	0,69	0,65	0,26
	EC10		0,55		0,30
	EC50	CEC and FeOx	0,56 resp, 0,26	0,77	0,24 resp, 0,17
	EC10		0,4 resp 0,3		0,26 resp, 0,19
Lycopersicon esculentum – growth (n=17)	EC50	CEC	0,96	0,75	0,30
	EC10		0,99		0,39
	EC50	CEC and FeOx	0,87 resp, 0,20	0,89	0,30 resp,0,24
	EC10		0,84 resp, 0,36		0,34 resp, 0,26
Microbiologische functies					
Nitrification (n=17)	EC50	CEC	1,06	0,66	0,43
	EC10		1,09		0,56
	EC50	CEC and FeOx	0,89 resp, 0,36	0,80	0,37 resp, 0,26
	EC10		0,87 resp, 0,43		0,50 resp, 0,34
	EC50	OC	0,66	0,57	0,30
	EC10		0,84		0,48
Substrate induced respiration (n=18)	EC50	OC and clay	0,73 resp, 0,6	0,77	0,24 resp, 0,37
	EC10		0,92 resp, 0,66		0,43 resp, 0,65
	EC20	H+	-0,26	0,52	0,15
	EC10		-0,29		0,19
Maize induced respiration (n=10)	EC20	H+ and CEC	-0,34 resp, 0,72	0,71	0,13 resp, 0,54
	EC10		-0,41 resp, 0,93		0,19 resp, 0,83

Tabel B15.4: Chemische eigenschappen (gemiddelde $\pm$ standaarddeviatie) van de verschillende watertypen gebruikt voor biobeschikbaarheidsfactoren koper (Peijnenburg et al., 2007).

Watertype	DOC [mg DOC/l]	pH [-]	Ca [mg/l]	Mg [mg/l]	Na [mg/l]	Cl [mg/l]	Alkaliniteit [mg CaCO ₃ /l]
I grote rivieren	3,1 $\pm$ 0,9	7,7 $\pm$ 0,2	70,0 $\pm$ 4,8	9,1 $\pm$ 1,9	25,5	55,5	120
II kanalen, grote en kleine meren	8,4 $\pm$ 4,4	8,1 $\pm$ 0,4	56,6 $\pm$ 15,5	19,5 $\pm$ 5,5	65,8	120	128
III kleine rivieren en beken	18,2 $\pm$ 4,3	7,4 $\pm$ 0,1	75,8 $\pm$ 39,0	8,5 $\pm$ 0,4	58,4	102	151
IV polders en slootjes	27,5 $\pm$ 12,2	6,9 $\pm$ 0,8	86,7 $\pm$ 28,0	31,9 $\pm$ 5,6	60,5	115	265
V Spreng	2,2 $\pm$ 1,0	6,7 $\pm$ 0,1	20,3 $\pm$ 0,4	6,7 $\pm$ 0,4	17,0	31	8,6
VI zure venetjes	17,3 $\pm$ 4,4	5,1 $\pm$ 0,8	1,5 $\pm$ 0,9	0,8 $\pm$ 0,3	3,7	7,0	0,27

A solid yellow horizontal bar spanning the width of the page.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl