

SKB

De Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem draagt zorg voor kennisontwikkeling en kennisoverdracht die eigenaren en beheerders van percelen en terreinen nodig hebben om de kwaliteit van de bodem op een effectieve wijze in overeenstemming te brengen of te houden met het beoogde gebruik. SKB ondersteunt de ontwikkeling en demonstratie van nieuwe vormen van samenwerking, nieuwe aanpakken en technieken voor het verbeteren van de afstemming tussen bodemgebruik en bodemkwaliteit en bevordert een brede acceptatie hiervan in de maatschappij.

SKB Cahiers

SKB Cahiers zijn cahiers waarin op een beknopte en bondige wijze belangrijke onderwerpen over de bodem aan de orde komen. De SKB Cahiers zijn gericht op een breed publiek en leesbaar en toegankelijk geschreven. Op basis van toepassingsgerichte praktijkvoorbeelden moeten de lezers met het onderwerp in hun eigen beroepspraktijk aan de slag kunnen.

De titels die in deze reeks zijn verschenen, kunt u vinden op www.skbodem.nl. Hier kunt u deze ook bestellen.



**Stichting
Kennisontwikkeling
Kennisoverdracht
Bodem**

Büchnerweg 1
Postbus 420
2800 AK Gouda
Tel. (0182) 54 06 90
Fax (0182) 54 06 91
programmabureau@skbodem.nl
www.skbodem.nl

SKB Cahier

Zware Metalen

Zware Metalen



Periodiek systeem

[illegible]

58	Ce	59	Pr	60	Nd	61	Pm	62	Sm	63	Eu	64	Gd	65	Tb	66	Dy	67	Ho	68	Er	69	Tm	70	Yb	71	Lu
90	Th	91	Pa	92	U	93	Np	94	Pu	95	Am	96	Cm	97	Bk	98	Cf	99	Es	100	Fm	101	Md	102	No	103	Lr

Legenda

Li Vas

Hg
Vlo

H Gas

Lanthaniden en actiniden

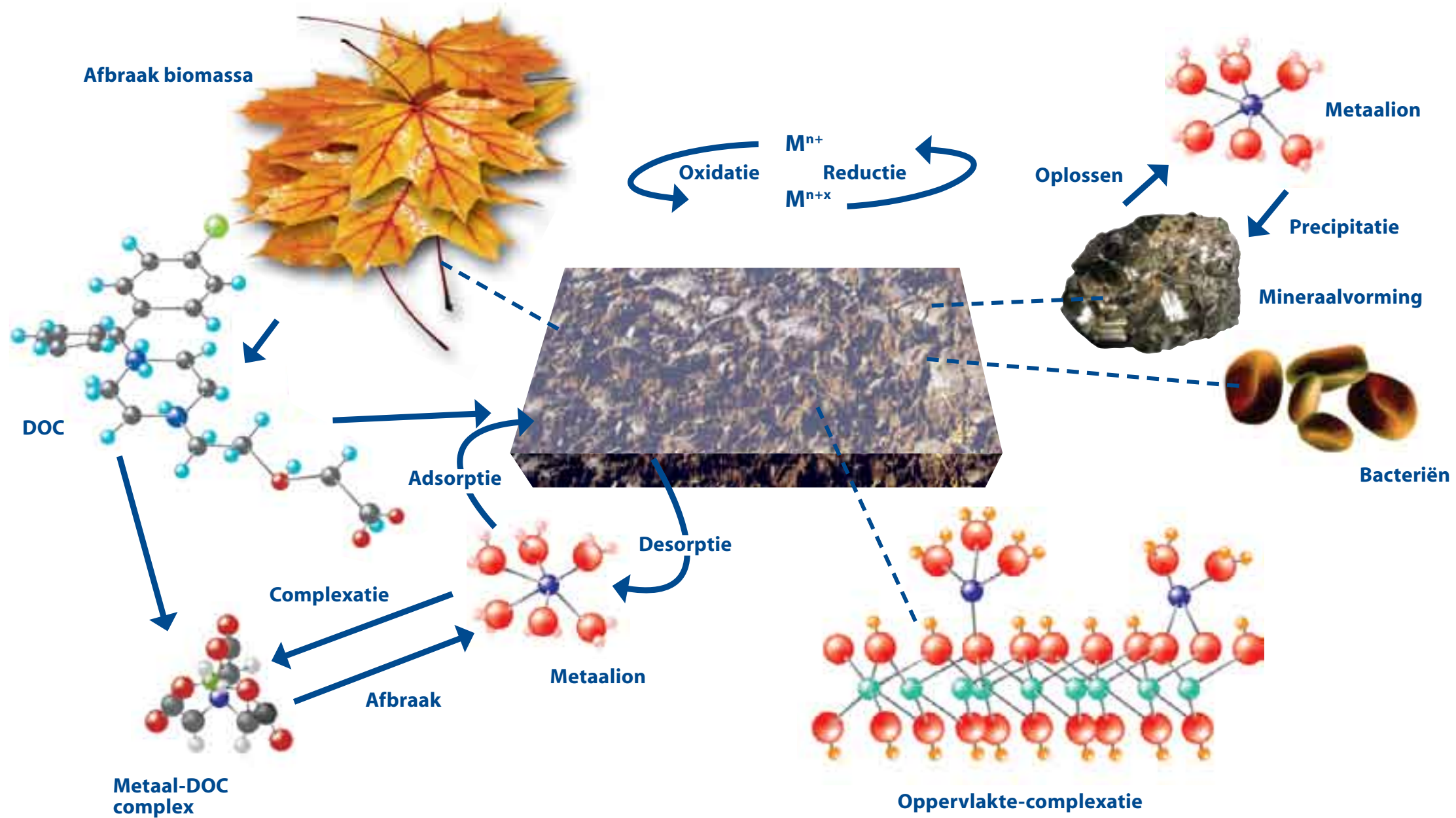
Zware metalen

Overige metalen

Niet-metalen

Edelgassen

Bodem (bio)chemische processen



Doen en laten in de bodem

Cahier

Zware Metalen



Stichting
Kennisontwikkeling
Kennisoverdracht
Bodem

Inhoud

1. Inleiding	6	6. Sanerings- en beheersingsmethoden	55
2. Eigenschappen van zware metalen	9	6.1 Grond	55
2.1 Wat zijn zware metalen?	9	6.2 Grondwater	56
2.2 Natuurlijk voorkomen	10	6.3 Beoordeling van natuurlijke vastlegging	58
2.3 Sporenelementen	12	6.4 Natuurlijke vastlegging in de praktijk	61
2.4 Speciatie	14	6.5 Gestimuleerde vastlegging	62
2.5 Toxiciteit	16	6.6 Laboratoriumonderzoek	64
3. Gedrag, beschikbaarheid en risico's van metalen	19	7. Monitoring en nazorg	67
3.1 Inleiding	19	7.1 Inleiding	67
3.2 Gedrag van metalen in de bodem	19	7.2 Basisopzet van een monitoringsnetwerk	67
3.2.1 Stabiliteit en omzettingen	19	7.3 Monitoringsparameters en frequentie van monitoring	69
3.2.2 Effecten bodemsamenstelling	22	7.4 Toetsing van de monitoringsresultaten	71
3.2.3 Conditie in de bodem	23	7.5 Nazorg	71
3.3 Beschikbaarheid	28	8. Aanvullende informatie	72
3.4 Risico's	31		
3.4.1 Blootstellingsroutes voor mens en vee	31		
3.4.2 Doorvergiftiging	33		
3.4.3 Beoordeling van risico's	34		
4. Bronnen van metaalverontreinigingen	37		
4.1 Gebruik van metalen	37		
4.2 Bronnen van bodemverontreiniging	38		
4.3 Natuurlijke herkomst	42		
5. Karakterisering van een metaalverontreiniging	47		
5.1 Onderzoek van de verontreiniging	47		
5.2 Hulpmiddelen bij de opsporing van lagen of deeltjes met sterk verhoogde metaalgehalten	48		
5.3 Risico op verspreiding	49		
5.4 Biologische beschikbaarheid	51		
5.5 Speciatie	51		
5.6 Toekomstige veranderingen	52		

1. Inleiding

Zware metalen vormen een groep van sterk verschillende elementen. Al deze elementen kunnen in veel verschillende bindingsvormen voorkomen. Het gedrag en de risico's zijn sterk afhankelijk van de condities in het milieu. Sommige metalen zijn essentiële voedingsstoffen, andere zijn notoir giftig. Een bijzonder aspect is dat alle zware metalen ook van nature in de bodem voorkomen. Dit cahier wil in hoofdlijnen informatie geven over de eigenschappen van zware metalen, het gedrag in de bodem, de karakterisering van verontreinigingen en de saneringsmethoden.

Zware metalen, zoals koper, nikkel, chroom en zink, worden zonder risico voor de gebruiker op grote schaal toegepast in allerlei gebruiksvoorwerpen en bouwmaterialen. Een aantal metalen is essentieel voor de gezondheid en wordt toegevoegd aan vitaminepreparaten. Een tekort leidt tot ziekteverschijnselen. Anderzijds zijn er ook praktijkvoorbeelden van ernstige gezondheidsschade of zelfs vergiftiging met dodelijke afloop. Waarschijnlijk trad in de Romeinse cultuur vaak loodvergiftiging op als gevolg van het gebruik van loden drinkbekers. In Japan stierven in de jaren vijftig en zestig mensen als gevolg van het eten van vis met hoge kwikgehalten (Minamata disease). In de Kempen zijn cadmiumgehalten op sommige locaties zo hoog dat het eten van groenten uit moestuinen gezondheidsrisico's met zich mee kan brengen.

Het is daarom van groot belang om de problematiek van zware metalen genuanceerd te benaderen. Het is onjuist om elke verontreiniging met zware metalen op voorhand als een risico te zien of om zware metalen altijd als 'giftig' te beschouwen. Echter, afhankelijk van het soort metaal en de mate waarin dit door organismen of de mens kan worden opgenomen, kunnen er wel degelijk risico's bestaan.

Het doel van dit cahier is om op hoofdlijnen een beeld te schetsen van de eigenschappen, het gedrag, de risico's en de aanpak van

verontreinigingen met zware metalen. Bij saneringsmethoden wordt het accent gelegd op innovatieve (in-situ) methoden.

Navolgend komen aan de orde:

- Eigenschappen van zware metalen (hoofdstuk 2);
- Gedrag in de bodem, beschikbaarheid en risico's (hoofdstuk 3);
- Bronnen van metaalverontreinigingen (hoofdstuk 4);
- Karakterisering van een metaalverontreiniging (hoofdstuk 5);
- Sanerings- en beheersingsmethoden (hoofdstuk 6);
- Monitoring en nazorg (hoofdstuk 7).

Eigenschappen van zware metalen

2.1 Wat zijn zware metalen?

De term 'zware metalen' wordt gebruikt voor een verzameling elementen met een hoge dichtheid van meer dan 5 kg/dm^3 . Het begrip is in chemische handboeken niet gedefinieerd en wordt in de praktijk nogal willekeurig gebruikt voor verschillende verzamelingen van elementen, die sterk verschillen qua toxiciteit. Het begrip heeft een negatieve lading, zware metalen worden geassocieerd met giftig of gevaarlijk. In chemische zin wordt de term niet consequent gebruikt, want de metalloïden (niet-metalen) arseen, seleen en telluur, worden in de praktijk ook tot de zware metalen gerekend. Dit geldt ook voor stof als barium, een aardalkalimetaal met een tamelijk lage dichtheid van 3,5.

Op basis van het gebruik in de praktijk wordt het begrip zware metalen als volgt gedefinieerd: alle metalen met atoomnummers 23 (vanadium) tot en met 83 (bismuth), behalve de (aard)alkalimetalen, echter wel barium plus de niet-metalen arseen, seleen en telluur. Volgens deze definitie vallen de lanthaniden (lanthaan, cerium, et cetera) ook onder de zware metalen. Deze stoffen worden echter zelden onderzocht.

Binnen deze verzameling wordt de beleidsmatige aandacht op een deel van de metalen gericht. Dit heeft te maken met het gebruik door de mens, het voorkomen in de natuur en de beschikbaarheid van analysetechnieken en referentiewaarden. In tabel 2.1 wordt een overzicht gegeven van analysepakketten van zware metalen die praktisch of beleidsmatig worden gebruikt.

Tabel 2.1

Overzicht van analysepakketten van zware metalen die praktisch of beleidsmatig worden gebruikt.

Pakket	Elementen
Klassiek standaardanalysepakket, voorgeschreven in verkennend (water)bodemonderzoek ¹	Arseen, cadmium, chroom (totaal), koper, kwik, lood, nikkel en zink
Metalen waarvoor MTR _{humaan} en HC50 waarden zijn opgenomen in circulaire bodemsanering 2006	Als boven plus antimoon, barium, kobalt en molybdeen
Toetsingspakket bouwstoffenbesluit/regeling bodemkwaliteit 2007	Als voorgaande plus seleen, tin en vanadium
Stoffen genoemd in de circulaire Interventiewaarden bodemsanering 2000 ²	Als voorgaande plus beryllium (geen zwaar metaal!), tellurium, thallium en zilver
Stoffen genoemd in regeling beoordeling reinigbaarheid grond 2006	Als voorgaande plus chroom (VI), wolfram en mangaan

¹ Het standaardpakket voor verkennend bodemonderzoek wordt waarschijnlijk in 2007 gewijzigd: barium, kobalt, seleen en vanadium worden toegevoegd; arseen en chroom vervallen wellicht.

² Hiervoor zijn streef-, tussen- en interventiewaarden vastgesteld voor grond en ondiep en diep grondwater. De set is echter niet voor alle elementen compleet.

Stoffen die niet in standaardpakketten zijn opgenomen, kunnen soms in aanzienlijke hoeveelheden aanwezig zijn in ertsen of worden in specifieke industrieën gebruikt. Het is dus altijd van belang inzicht te hebben in de aard van de grondstoffen en productieprocessen die op een locatie zijn toegepast. De voorbeelden in dit cahier hebben echter vooral betrekking op de klassieke zware metalen, omdat deze het meest voorkomen en ook het meest zijn onderzocht wat betreft aspecten als gedrag en opname.

2.2 Natuurlijk voorkomen

Alle zware metalen vormen een natuurlijk bestanddeel van de aardkorst en zijn daarom altijd aanwezig in grond, grondwater en oppervlaktewater. De natuurlijke achtergrondwaarden in de grond

liggen meestal in de range van 1 - 100 mg/kg, maar voor sommige metalen zijn hogere of lagere waarden mogelijk.

Voor een aantal metalen zijn streefwaarden geformuleerd, die afhankelijk zijn van de gehalten aan lutum (klei-deeltjes) en organische stof in de grond. Klei en organische stof bevatten namelijk van nature meer metalen dan zand. Dit heeft enerzijds te maken met de samenstelling van de mineralen waaruit klei en zand zijn gevormd, anderzijds met de (ontstaans)geschiedenis van de bodem. Klei en organische stof hebben een veel grotere capaciteit om metalen te binden dan zand en kunnen daarom metalen uit oppervlakte- of grondwater opnemen, zodat de gehalten in de loop van de tijd stijgen. Concentrerings kan ook optreden als planten metalen opnemen, waarna de organische stof op langere termijn wordt gemineraliseerd tot humus of veen.

Verder kunnen secundaire mineralen worden gevormd die hoge gehalten aan zware metalen bevatten. Als er voldoende organische stof en sulfaat in een bodem aanwezig zijn, zal onder zuurstofloze condities sulfaatreductie optreden, waarbij pyriet (een ijzersulfide) wordt gevormd. Dit pyriet kan relatief hoge gehalten aan arseen, kobalt en nikkel bevatten. Een ander proces dat in Nederland op veel plaatsen een rol speelt, is het opkwellen van zuurstofloos grondwater dat ijzer bevat. Als dit in contact komt met zuurstof, wordt het ijzer geoxideerd en worden ijzeroxiden (roest, ijzeroer) afgezet. Deze ijzeroxiden zijn een effectieve 'spons' voor zware metalen. Als het grondwater arseen bevat, wordt dit ook gebonden aan het ijzer en kunnen hoge arseengehalten ontstaan (tot honderden milligrammen per kilogram).

De streefwaarden die voor een aantal zware metalen zijn geformuleerd, geven voor grond meestal een goed beeld van de natuurlijke achtergrond, maar plaatselijk kunnen door de hierboven beschreven natuurlijke processen hogere waarden voorkomen dan de streefwaarden. Als er inzicht is in de mineralogische samenstelling van de bodem en de ontstaansgeschiedenis, kunnen deze gehalten worden verklaard. Voor grondwater geldt eveneens dat van nature concentraties boven de streefwaarden aanwezig kunnen zijn. Dit wordt verder besproken in 4.3.

2.3 Sporenelementen

Een groot aantal 'zware metalen' vervult essentiële functies in enzym-systemen van zowel bacteriën, planten, dieren als van de mens. Deze sporenelementen moeten daarom in opneembare vorm aanwezig zijn in de bodem of in het voedsel. Als ze ontbreken treden ernstige ziekte-verschijnselen op (gebreksziekten).

Een aantal zware metalen is dan ook aanwezig in multivitaminen/mineralentabletten, zie figuur 2.1. Met name bij een eenzijdige voeding bestaat het risico dat er een tekort ontstaat van sommige metalen.

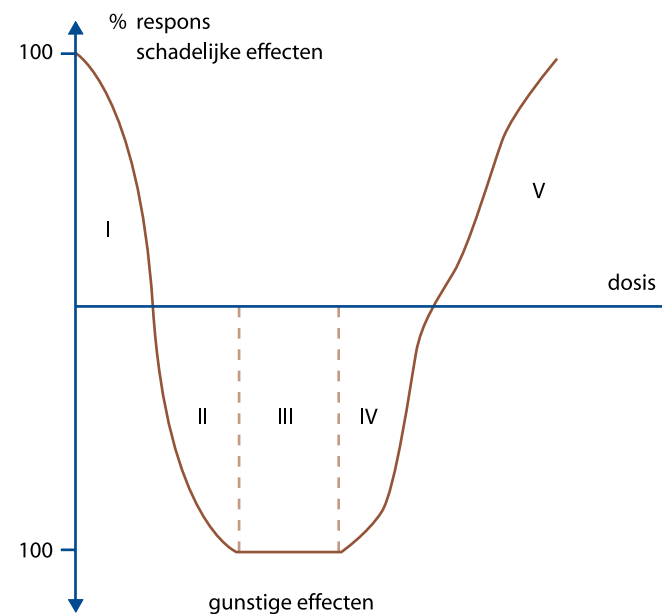


Figuur 2.1. Sommige zware metalen zijn goed voor uw gezondheid. Samenstelling van een veel gebruikte multivitamine/mineralentablet.

Essentiële sporenelementen kunnen boven een bepaalde inname echter ook een schadelijk effect krijgen, zie figuur 2.2.

Hierin zijn de volgende gebieden opgenomen:

- I (zeer) schadelijke effecten door een (ernstig) tekort;
- II suboptimale dosering (tekort);
- III optimale dosering;
- IV supra-optimale dosering (teveel);
- V schadelijke effecten door overdosering; sterker naarmate blootstelling stijgt.



Figuur 2.2. Dosis-responscurve voor essentiële sporenelementen.

2.4 Speciatie

Er bestaan allerlei (fysisch-chemisch) verschillende bindingsvormen van metalen. De verzameling van alle bindingsvormen van een metaal op een bepaalde locatie wordt de 'speciatie' genoemd. Inzicht in de speciatie is van groot belang voor beoordeling van de risico's. Metalen kunnen zowel aanwezig zijn in zeer stabiele, slecht opneembare verbindingen, als in goed oplosbare of zelfs vluchtige verbindingen. In tabel 2.2 wordt een opsomming gegeven van de belangrijkste bindingsvormen. Hierbij wordt ook een indicatie gegeven van de stabiliteit en de oplosbaarheid van de bindingsvormen. Voor deze eigenschappen geldt dat ze meestal sterk afhankelijk zijn van de condities in de bodem, zoals pH en redoxpotentiaal. Als deze condities veranderen, kan de oplosbaarheid toe- of afnemen. Ook kunnen in de loop van de tijd langzame omzettingen optreden, zoals verwerking of corrosie.

Tabel 2.2

Overzicht van bindingsvormen in de vaste fase van de bodem.

Bindingsvorm	Stabiliteit/oplosbaarheid
Onderdeel van zand of kleideeltjes (silicaten)	Zeer stabiel, niet oplosbaar
(Co-)precipitaten van zouten (bijvoorbeeld carbonaten, sulfiden, zoals pyriet); (hydr)oxiden	Stabiliteit wisselend van zeer stabiel en slecht oplosbaar (sulfiden) tot goed oplosbaar (sommige hydroxiden)
Binding aan oppervlakken van klei, organische stof, oxiden (adsorptie en dergelijke)	Bindingssterkte wisselend, potentieel oplosbaar
Metallische deeltjes	Stabiel, niet oplosbaar

Veel metalen komen in verschillende waardigheden (valenties) voor, bijvoorbeeld chroom, kwik, koper, arseen, antimoon, et cetera. Deze vormen verschillen vaak sterk qua toxiciteit en mobiliteit.

In de waterfase bevinden zich eveneens verschillende bindingsvormen van de metalen. De belangrijkste zijn samengevat in tabel 2.3. De bindingsvorm is zowel van belang voor de opneembaarheid als voor

het transport door de bodem. Wanneer de opname plaatsvindt via de waterfase, is dit in de regel in de vorm van het vrije ion. Voor de transportsnelheid geldt dat ionen met weinig lading of neutrale complexen sneller worden getransporteerd dan ionen met een hogere lading. Deeltjes kunnen door 'pore-exclusion' sneller worden getransporteerd dan gemiddeld (de deeltjes kunnen gezien hun diameter alleen door grote poriën, waarin de snelheid van het grondwater hoger is dan gemiddeld).

Tabel 2.3

Overzicht van bindingsvormen in de waterfase van de bodem.

Bindingsvorm	Voorbeeld
Vrij ion	Zn^{2+}
Anorganische complexen	$\text{Zn}(\text{OH})^+$, $\text{Zn}(\text{SO}_4)_2^{2-}$
Organische complexen	Zn-fulvaat, Zn-acetaat
Gebonden aan colloïdale deeltjes (<0,45 μm)	Humusdeeltjes, ijzeroxide-deeltjes en dergelijke

Metalen komen weinig voor als vluchtige verbindingen, maar als ze aanwezig zijn, vertegenwoordigen ze een risico omdat de resorptie via de longen veel groter is dan via het maagdarmkanaal. De damp van metallisch kwik wordt via de longen voor 50 tot 100 % opgenomen, de opname via het maagdarmkanaal is normaliter <10 %. Naast metallisch kwik zijn er de volgende vluchtige metaalverbindingen:

- Hydriden (verbindingen van het element met waterstof), bijvoorbeeld arseen-, seleen- of telluurhydride. Deze verbindingen kunnen alleen onder sterk reducerende omstandigheden worden gevormd, onder gangbare bodemcondities is vorming niet mogelijk. In sommige afvalstoffen kunnen ze wel aanwezig zijn of gevormd worden;
- Organo-metaalverbindingen, zoals methyl- of dimethylkwik, methylseleen en dergelijke. Deze verbindingen kunnen als verontreiniging aanwezig zijn maar kunnen ook onder anaërobe condities door bacteriën in de (water)bodem worden gevormd.

2.5 Toxiciteit

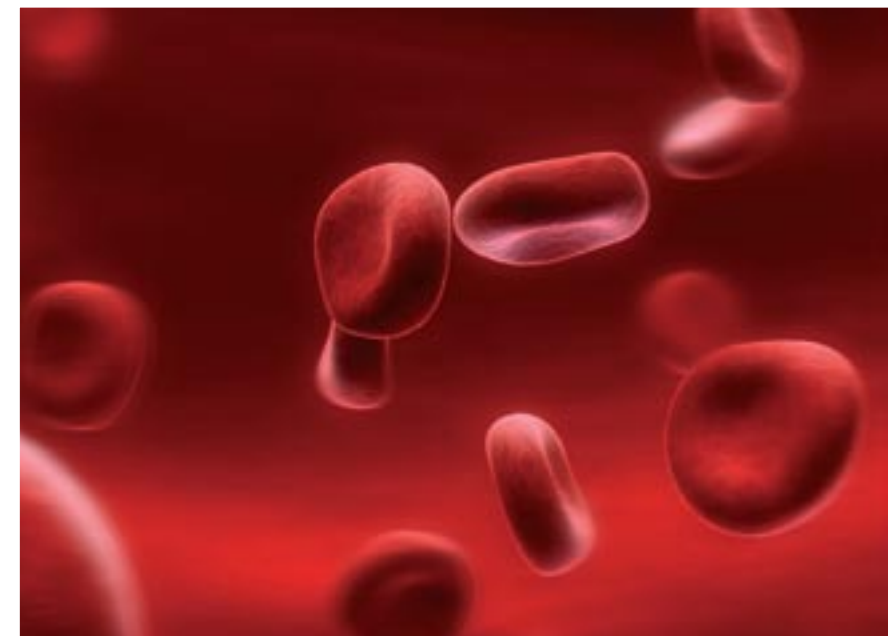
Afhankelijk van de aard van het metaal, de speciatie, de dosis en de blootstellingsduur, kunnen metalen toxische effecten hebben. Voor een aantal zware metalen kan een veilige drempelwaarde worden aangegeven waaronder geen negatieve effecten te verwachten zijn. Voor de overige stoffen wordt een acceptabel niveau van schadelijke effecten vastgelegd.

Er is niet alleen een groot aantal verschillende metalen, maar er zijn ook allerlei verschillende bindingsvormen (zie voorgaande). Kwik kan bijvoorbeeld aanwezig zijn in de metallische vorm (druppeltjes kwik), als oxide, als zout (kwikchloride, kwiksulfide) of als organische kwikverbinding (methylkwik). Deze bindingsvormen verschillen zowel in toxiciteit als in opneembaarheid. Het is daarom niet juist om alleen in algemene termen te spreken over de toxiciteit van een metaal. Hierbij komt dat de *beschikbaarheid* van de zware metalen essentieel is voor de beoordeling van de risico's. Meestal is namelijk slechts een (klein) deel van het totaal-gehalte beschikbaar (opneembaar voor organismen). Dit aspect komt uitgebreider aan de orde in 3.3.

Acute vergiftigingen van de mens als gevolg van contact met vervuilde grond of grondwater zijn praktisch gezien uit te sluiten, maar chronische effecten zijn dit niet. Chronische effecten zijn mogelijk als mensen langdurig groenten eten uit sterk vervuilde moestuinen, langdurig worden blootgesteld aan stof van sterk vervuilde bodems (bijvoorbeeld in de omgeving van oude metallurgische industrie) of als kinderen veel spelen op sterk vervuilde terreinen. Dieren lopen een risico als ze hun voedsel (zoals gras of regenwormen) hoofdzakelijk op sterk vervuilde terreinen zoeken.

De metalen die worden opgenomen, kunnen in bepaalde mate worden opgeslagen in bijvoorbeeld botten, haren, of worden uitgescheiden. Als teveel metaal wordt binnengekregen, zijn echter ziekteverschijnselen mogelijk, zoals:

- Effecten op het zenuwstelsel (lood, kwik);
- Nierbeschadiging (cadmium);
- Verstoring van de bloedaanmaak (lood);
- Effecten op de stofwisseling (diverse metalen);
- Kanker (sommige verbindingen van ondermeer arseen, nikkel, lood, cadmium).





Gedrag, beschikbaarheid en risico's van metalen

3.1 Inleiding

Zware metalen worden vaak als immobiel beschouwd, maar dit is zeker niet altijd het geval. De mobiliteit is afhankelijk van de volgende factoren:

1. De speciatie (de fysisch-chemische bindingsvorm van de metalen);
2. De samenstelling van de bodem;
3. De condities in de bodem, met name de pH en de redoxpotential.

Van belang is verder dat metaalverbindingen omzettingen kunnen ondergaan. Hierdoor kunnen stabiele, slecht oplosbare verbindingen worden omgezet in goed oplosbare verbindingen en vice versa.

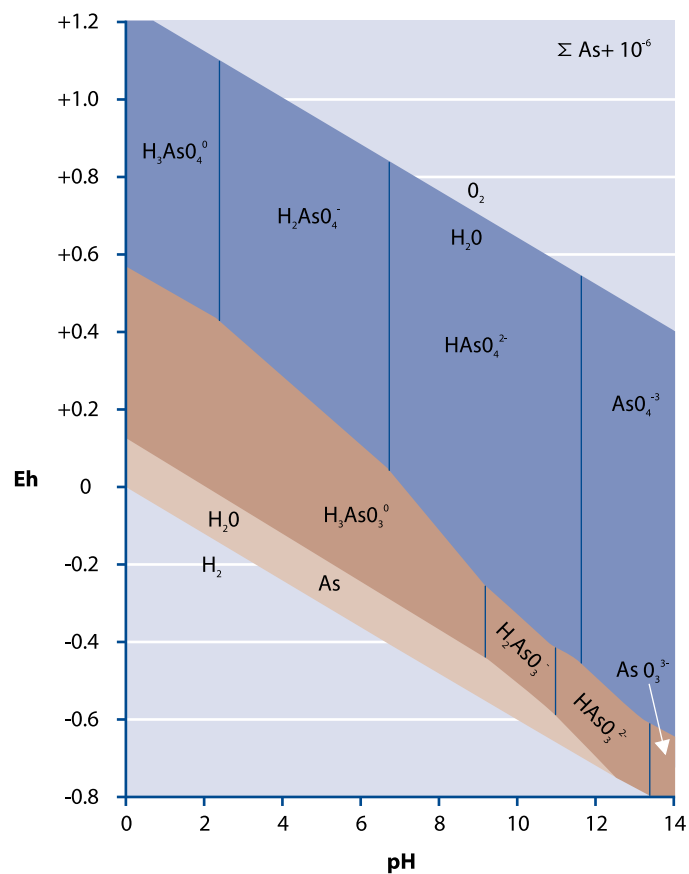
Er bestaat een relatie tussen de mobiliteit van metalen en de biologische beschikbaarheid (de opneembaarheid door organismen), maar deze relatie is niet één op één. Weliswaar kunnen alleen metalen in oplossing worden opgenomen, maar de oplosbaarheid kan bij het passeren van het maagdarmkanaal veranderen (bijvoorbeeld als een worm grond opeet). Afgezien van deze omzettingen in het organisme is de biologische beschikbaarheid (mate waarin organismen metalen kunnen opnemen) afhankelijk van dezelfde factoren die het gedrag van metalen in de bodem bepalen.

3.2 Gedrag van metalen in de bodem

3.2.1 Stabiliteit en omzettingen

In 2.4 is het begrip speciatie uitgelegd en zijn voorbeelden gegeven van goed en slecht oplosbare metaalverbindingen. Welke verbindingen onder de heersende bodemcondities stabiel zijn, kan worden berekend met een chemisch evenwicht model of worden afgelezen in een pH-redox (Eh) diagram. Figuur 3.1 bevat een voorbeeld van een dergelijk diagram voor het systeem arseen - waterstof - zuurstof. In dit diagram is te zien onder welke condities arsenaat (vijfwaardig

arsen), arseniet (driewaardig arseen) en elementair arseen (nulwaardig arseen) stabiel zijn. Tevens is te zien hoe de dissociatie (afsplitsing van waterstofionen) verloopt, zodat duidelijk is welke lading de ionen hebben bij verschillende pH-waarden. Door een element als zwavel aan het systeem toe te voegen, kan ook worden berekend bij welke condities arseensulfide stabiel is. Dergelijke diagrammen zijn in de literatuur te vinden.



Figuur 3.1. pH-redox (Eh) diagram van het systeem arseen - waterstof - zuurstof.

Uit een pH-redox (Eh) diagram kan worden afgelezen wat het effect is als de redoxpotentiaal stijgt of daalt of als de pH verandert. Het is dan echter nog niet bekend hoe snel de omzetting verloopt. Als bijvoorbeeld de redoxpotentiaal in het grondwater stijgt door de aanvoer van nitraatrijk grondwater, zijn sulfiden niet langer stabiel. Dit betekent niet dat alle sulfiden onmiddellijk geoxideerd worden. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid nitraat die per tijdseenheid wordt aangevoerd.

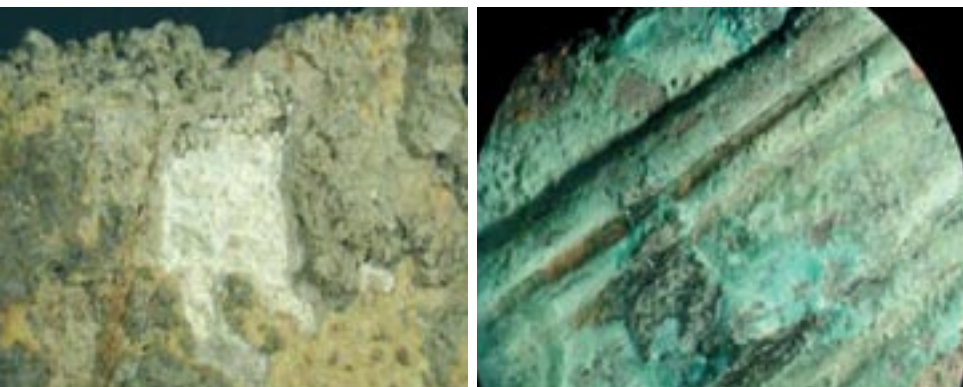
Een ander voorbeeld is de oxidatie van metaaldeeltjes. Hagelkorrels van lood die op een schietbaan achterblijven worden geoxideerd. De snelheid van dit proces is sterk afhankelijk van de condities in de bodem. Als de bodem zuur is of zout, verloopt de oxidatie sneller dan bij neutrale tot licht basische condities en lage zoutconcentraties.

De oorzaak hiervan is dat de oxiden die aan de buitenkant van de hagelkorrel worden gevormd, onder zure of zoute condities sneller oplossen. De oxidenlaag kan het oxidatieproces dus vertragen of soms zelfs tot stilstand brengen. Figuur 3.2 geeft enkele voorbeelden van gecorrodeerde metalen.

Omzettingen die in de praktijk een belangrijke rol spelen zijn:

1. Corrosie van metalen (bijvoorbeeld bouwmetalen, munitieresten op schietbanen);
2. Vorming van sulfiden (in waterbodems, stortplaatsen);
3. Oxidatie van sulfiden (bij rijping van baggerspecie, bij infiltratie van nitraatrijk grondwater).

Mobilisatie van metalen door omzetting kan een tijdelijk effect zijn. Sulfiden in baggerspecie worden weliswaar geoxideerd als de baggerspecie op het land wordt gebracht, maar het materiaal bevat zoveel klei en organische stof dat de gemobiliseerde metalen weer gebonden worden. Daarom is de uitloging van gerijpte baggerspecie in het algemeen gering. Dit gaat niet op als de specie een lage pH heeft of krijgt.

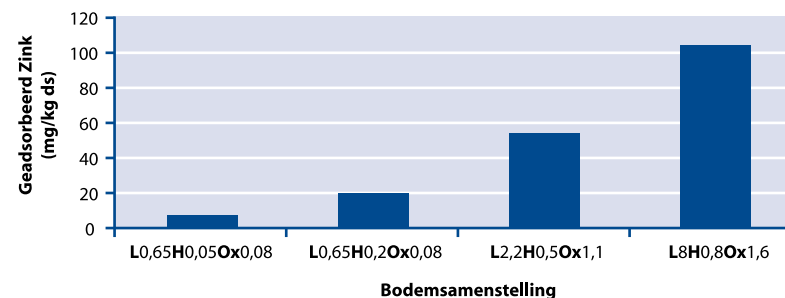


Figuur 3.2. Corrosie van lood (links) en koperlegering (rechts).

3.2.2 Effecten bodemsamenstelling

De vaste bodem bestaat in hoofdzaak uit zand, klei, organische stof (humus) en oxiden van ijzer en aluminium. Aan het oppervlak van al deze bestanddelen kunnen metalen worden gebonden. De bindingssterkte varieert van zwak (uitwisselbaar) tot sterk (oppervlakteprecipitatie). Met de grondsoort variëren de gehalten van de diverse bestanddelen sterk, waardoor ook de capaciteit van een bodem om metalen te binden sterk wisselt. Dit wordt geïllustreerd in figuur 3.3.

De hoeveelheid zink die kan worden vastgelegd, varieert van minder dan 10 mg/kg ds voor een zeer arme zandgrond (0,65 % lutum; 0,05% organische stof; 0,08% oxiden) tot ruim 100 mg/kg ds voor een rijkere grond (8% lutum; 0,8% organische stof; 1,6% oxiden). Van de verschillende bodembestanddelen is de bindingscapaciteit van zand het laagst en die van organische stof meestal het hoogst.

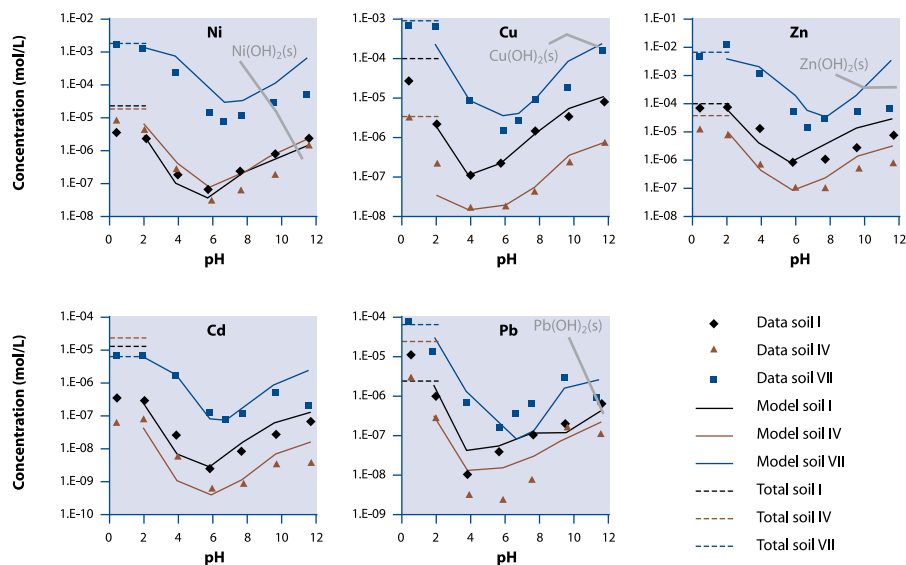


Figuur 3.3. Hoeveelheid geadsorbeerd zink als functie van de bodemsamenstelling. **L** = lutum, **H** = humus, **Ox** = Fe/Al-oxiden, gehalten in % (m/m). Concentratie opgelost zink = 8 mg/L, pH = 5,5.

3.2.3 Conditie in de bodem

Zoals reeds aangestipt in eerdere paragrafen, is de mobiliteit van metalen afhankelijk van de zuurgraad (pH) en de redoxpotential. Daarnaast speelt de samenstelling van het grondwater een rol. Van deze factoren is de **pH** in de regel de belangrijkste.

Verzuring van de bodem resulteert voor de meeste metalen in zowel een hogere oplosbaarheid als een vermindering van de adsorptie. Dit effect is duidelijk zichtbaar in figuur 3.4. Voor anionen als arseen (arsenaat) geldt dat verlaging van de pH gunstig is voor de adsorptie. Dit komt omdat de lading van de bodemdeeltjes bij verlaging van de pH verandert van negatief in positief, waardoor de adsorptie van de negatief geladen anionen toeneemt.

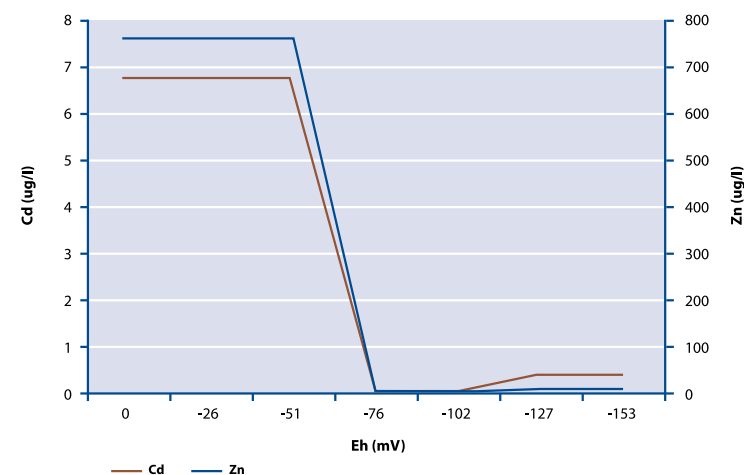


Figuur 3.4. Verloop uitloging van grond als functie van de pH: meetwaarden (punten) en resultaten modellering (lijnen). De figuur laat zien dat de uitloging toeneemt bij lage én hoge pH-waarden en dat verschillende gronden een overeenkomstig uitlooppatroon hebben.

De **redoxpotentiaal** heeft verschillende effecten. Een afname van de redoxpotentiaal resulteert meestal in een vermindering van de mobiliteit, met name als sulfaatreducerende condities worden bereikt, zie figuur 3.5. Dit geldt niet voor barium: bariumsulfide is beter oplosbaar dan bariumsulfaat. Dit is de reden dat in diep grondwater regelmatig verhoogde bariumconcentraties worden aangetroffen (>I-waarde). Een afname van de redoxpotentiaal kan ook resulteren in een verandering van de valentie, bijvoorbeeld zeswaardig chroom (chromaat) wordt omgezet in de driewaardige vorm. Dergelijke omzettingen resulteren meestal ook in een vermindering van de mobiliteit. Arseen vormt hierop een uitzondering, driewaardig arseen (arseniet) is mobieler dan de vijfwaardige vorm (arsenaat), hoewel dit ook afhankelijk is van de pH.

Naast deze verandering van de valentie speelt het ook een rol dat ijzeroxiden, waarin arseen vaak is gebonden, onder ijzerreducerende omstandigheden oplossen door de vorming van tweewaardig ijzer. Arseen kan onder sulfaatreducerende omstandigheden als sulfide neerslaan, maar dit wordt minder snel gevormd dan sulfiden van cadmium, zink en dergelijke.

Naast de pH en de redoxpotentiaal is de **grondwatersamenstelling** van belang. Bij hogere *zoutconcentraties* neemt de oplosbaarheid van veel metalen toe door vorming van anorganische complexen. Dit geldt bijvoorbeeld voor chloride, maar de concentraties moeten al tamelijk hoog zijn voor duidelijke effecten zichtbaar worden. Een forse mobilisatie van metalen kan optreden onder opslagplaatsen van wegzout. Hierbij kunnen interventiewaarden van diverse metalen overschreden worden. Duidelijke effecten treden ook op als zout smeltwater van wegen in de bermen infiltreert. De chlorideconcentraties zijn hierbij qua orde van grootte 1.000 mg/l of meer.



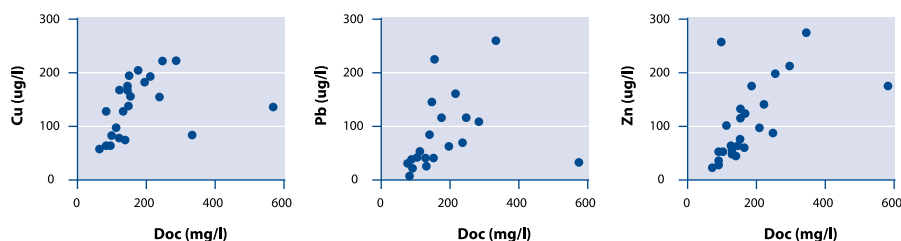
Figuur 3.5. Effect van sulfide-precipitatie op cadmium en zink. Modelberekening met Minteqa2.

Behalve de vorming van chloridecomplexen, speelt een rol dat metalen door het tegenion van chloride (natrium of calcium) door ionenwisseling worden verdrongen.

Soms kan de oplosbaarheid als gevolg van zouten afnemen. Sommige sulfaten (bariumsulfaat, loodsulfaat) zijn (zeer) slecht oplosbaar waardoor er ook bij lage sulfaatconcentraties al een effect is. Carbonaten zijn ook relatief slecht oplosbaar maar voor de precipitatie van bijvoorbeeld zink- of cadmiumcarbonaat is een relatief hoge pH (8-9) vereist.

Van de normale bestanddelen van zoet grondwater heeft DOC (Dissolved Organic Carbon) het grootste effect. DOC is de verzamelnaam voor alle opgeloste organische stof. Onder natuurlijke omstandigheden zijn dit vooral bestanddelen van humus, zoals fulvozuren. Deze stoffen complexeren zware metalen in sterke mate, waardoor de oplosbaarheid toeneemt. Vooral koper is gevoelig voor deze complexatie, waardoor een groot deel van het opgeloste koper aan DOC gebonden kan zijn.

Vrijwel alle zware metalen die als positief geladen ionen aanwezig zijn, worden in meerdere of mindere mate door DOC gebonden. Figuur 3.6 illustreert het effect van DOC.



Figuur 3.6. Relatie tussen de uitloging van metalen en DOC uit grond (toemaakdekken).

De effecten van de verschillende condities worden geresumeerd in tabel 3.1. Dit zijn effecten die in de meeste gevallen optreden, er zijn uitzonderingen mogelijk.

Tabel 3.1

Effect van diverse factoren op de mobiliteit van metalen in de bodem.

	Mobilisatie	Immobilisatie
Verzuring (pH daalt naar 6 of lager)	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)	Anionogene metalen (Cr (VI), As, Mo en dergelijke, soms ook Cu)
pH in de range 6 - 8	Anionogene metalen (Cr (VI), As(V), Mo en dergelijke)	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)
IJzerreducerende condities	Arseen ¹	Mogelijk Cr(VI), Cu
Sulfaatreducerende condities	Ba, mogelijk arseen, molybdeen e.d.	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Cu, Co en dergelijke), ook Cr(VI)
Hoge chloride-concentraties	Veel kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)	Ag
Matig hoge sulfaat-concentraties	Beperkte effecten op bv. zink	Ba, Pb
Toename DOC in grondwater	Effect op veel kationogene metalen, sterk effect op Cu, Hg, Cr(III)	Niet, tenzij DOC afbreekbaar is en sulfaatreductie stimuleert
Rijkere bodemsamenstelling	Geen	Versterkte binding van alle metalen

¹ Soms ook mobilisatie van andere metalen.

3.3 Beschikbaarheid

Als het gaat om de risico's van metalen is het begrip beschikbaarheid van cruciaal belang. Hiermee wordt bedoeld welk deel van de verontreiniging uitloogbaar is (in het grondwater terecht kan komen) of opneembaar is door organismen. Tussen uitloogbaar en opneembaar zijn raakvlakken, maar ook verschillen. Dit heeft te maken met de wijze waarop een organisme wordt blootgesteld.

Daarom worden beschikbaarheid voor uitloging en beschikbaarheid voor opname door organismen apart behandeld. Voor beide begrippen geldt dat onderscheid gemaakt moet worden tussen *actuele* en *potentiële* beschikbaarheid:

- Actueel is, zoals het woord zegt, de hoeveelheid die op zeker moment beschikbaar is;
- Potentieel is de hoeveelheid die maximaal, op lange termijn, kan vrijkomen of kan worden opgenomen.

Dit laatste begrip is lastig te interpreteren, omdat het vrijkomen in het algemeen langzaam verloopt. Ook zal een organisme niet zo lang leven of zo lang op een locatie verblijven, dat het wordt blootgesteld aan de (totale) potentieel beschikbare hoeveelheid. De potentiële beschikbaarheid kan wel worden gebruikt als bovengrens voor het risico: er kan nooit meer vrijkomen of opgenomen worden dan de potentieel beschikbare hoeveelheid.

Beschikbaarheid voor uitloging

De actuele beschikbaarheid voor uitloging is de hoeveelheid die oplost in infiltrerend regenwater of in het grondwater. Deze emissie kan worden bepaald met een kolomproef. De potentiële beschikbaarheid voor uitloging wordt bepaald met de beschikbaarheidsproef volgens NEN 7371 (uitloging bij pH 7 en pH 4,1 kg grond staat in contact met 100 liter uitloogvloeistof). Toch kan hiermee de beschikbaarheid nog onderschat worden. Bodemonderzoekers gebruiken een extractie met 0,43 Molair HNO_3 om de potentiële beschikbaarheid te bepalen.

Beschikbaarheid voor opname

Bij de beschikbaarheid voor opname moet onderscheid worden gemaakt tussen organismen die alleen in contact staan met de verontreinigde bodem en organismen die actief grond opnemen. In beide situaties geldt dat de metalen uitsluitend of in hoofdzaak in de vorm van vrije ionen worden opgenomen.

Planten staan via een uitgebreid wortelstelsel in contact met de grond, zie figuur 3.7. De opname van stoffen verloopt via de waterfase, c.q. het poriewater in de onverzadigde zone van de bodem (de meeste planten wortelen niet in het grondwater).

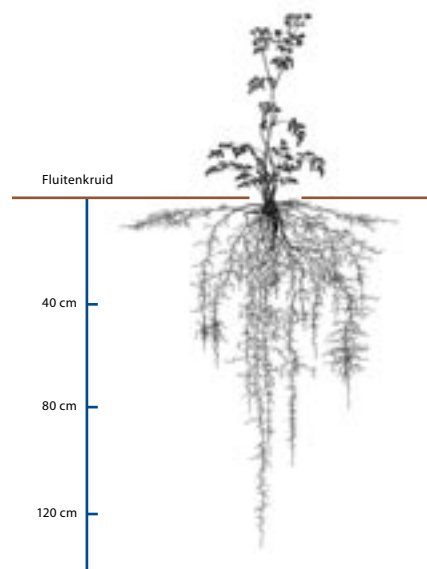
Ook andere lagere organismen kunnen permanent in contact staan met het poriewater in de bodem. Opname vindt dan plaats via de huid, eventueel via de kieuwen.

Een duidelijk andere route is de opname van grond door bijvoorbeeld wormen, vee of kinderen. In dat geval passeert de grond het maag-darmkanaal, waarin andere condities heersen dan in de bodem. Tevens wordt de organische stof, die in de grond aanwezig is, deels verteerd. Hierdoor zal de beschikbaarheid veranderen.

De actuele beschikbaarheid van metalen in het poriewater wordt bepaald met een calciumchloride-extractie. Uit onderzoek is gebleken dat hiermee de condities in het poriewater goed worden benaderd. Wel geldt dat de totaal opgeloste concentraties van de metalen worden bepaald, terwijl bekend is dat de vrije ionen worden opgenomen. Als een monster veel complexgebonden metalen bevat, zal de beschikbaarheid worden overschat, aangezien zowel organische als anorganische complexen niet opneembaar zijn. Naarmate water meer DOC bevat of zouten, zijn de metalen dus minder beschikbaar.

De opneembaarheid van lood in stadgrond door mensen is uitgebreid onderzocht door Tauw. Hierbij zijn verschillende methoden met elkaar vergeleken, waaronder een sequentiële extractie en een maag-darmsimulatie in een opstelling van TNO.

In de opstelling van TNO, die de werkelijke condities in het maag-darmsysteem van de mens het beste benadert, wordt gemiddeld voor 16 monsters 5,8% van het totaalgehalte aan lood opgenomen. Met de sequentiële extractie wordt in stap 1 (uitwisselbare en geadsorbeerde fractie) plus stap 2 (carbonaten) gemiddeld 26% in oplossing gebracht. De tweede stap geeft al een aanzienlijke overschatting van de werkelijke opname. Uit de sequentiële extractie blijkt dat slechts een klein deel van het lood aanwezig is in zeer stabiele silicaatmatrices (bijna 11%), maar blijkaar blijven ook andere matrices, zoals ijzer-oxiden, in het maagdarkanaal intact. Dit onderzoek laat zien dat slechts een *klein deel* van het totaalgehalte opneembaar is en dat een extractie met natriumacetaat (stap 2 sequentiële extractie) voor lood een eerste, *veilige* indicatie geeft van de opname. Deze eenvoudige extractie is goedkoop en snel uit te voeren.



Figuur 3.7. Met hun wortelstelsel nemen planten metalen op tot diepten van circa 1 meter.

3.4 Risico's

De risico's van een metaalverontreiniging zijn afhankelijk van:

- De wijze waarop en mate waarin blootstelling plaatsvindt aan de verontreiniging (zie 3.4.1 en 3.4.2);
- De beschikbaarheid van de verontreiniging (zie voorgaande);
- De aard van het metaal en de speciatie van de verontreiniging.

Risicobeoordeling kan plaatsvinden via standaardprocedures of in de vorm van maatwerk. Dit wordt besproken in 3.4.3.

3.4.1 Blootstellingsroutes voor mens en vee

Opname van zware metalen uit verontreinigde grond door mensen is mogelijk door:

1. Inademing van dampen of deeltjes. Zoals beschreven in 2.4 zijn weinig metaalverbindingen vluchtig. Inademing van dampen zal vrijwel nooit een rol van betekenis spelen, behalve mogelijk bij de sanering van specifieke locaties, zoals verontreinigingen met kwik. Inademing van stofdeeltjes kan van belang zijn als mensen langs assenwegen wonen of in de buurt van sterk verontreinigde, onbegroeide terreinen.
2. Consumptie van groenten en andere gewassen die op verontreinigde grond zijn geteeld. Dit is een potentieel risico als een belangrijk deel van het voedsel uit een verontreinigd gebied afkomstig is. Het risico is afhankelijk van het soort metaal, de beschikbaarheid van de verontreiniging en het type gewas. Het ene gewas neemt veel meer van bepaalde metalen op dan het andere en soms worden metalen vooral in bladeren opgeslagen, in andere gewassen juist in wortels of knollen.



3. Consumptie van dierlijke producten, afkomstig uit verontreinigde gebieden. Dit is een klein risico, omdat dieren zeker zo gevoelig zijn voor metalen als mensen. Bij een hoge inname worden ze ziek. Verder hopen de metalen zich op in organen als de nieren of de lever. Spiervlees en melk bevatten in de regel geen sterk verhoogde gehalten (lood vormt een mogelijke uitzondering voor melk). Een hoge consumptie van orgaanvlees, afkomstig van dieren uit verontreinigde gebieden, vertegenwoordigt een potentieel risico.
4. Consumptie van verontreinigd grondwater. Dit is alleen denkbaar als het drinkwater wordt betrokken uit een eigen bron in een verontreinigd gebied en de kwaliteit niet wordt gecontroleerd. Daarnaast is indirecte opname mogelijk als gewassen worden besproeid met verontreinigd grondwater.
5. Hand-mond gedrag van kinderen. Door inname van grond lopen kleine kinderen een risico als ze veel spelen op verontreinigde grond.

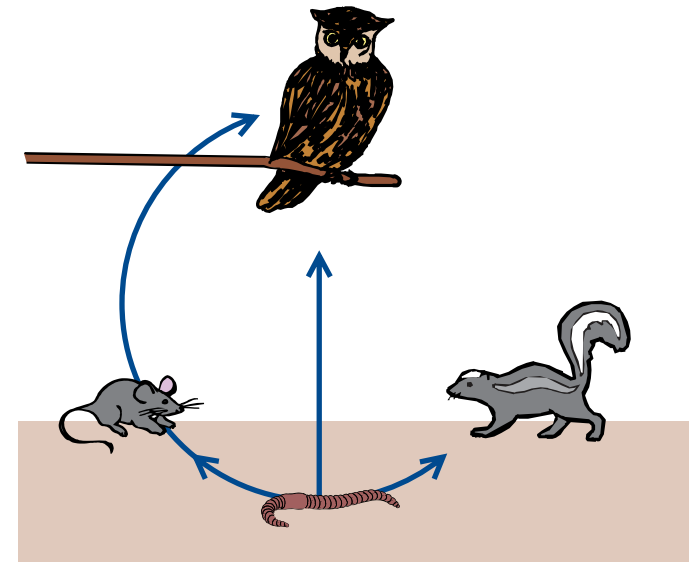
Vee dat in verontreinigde gebieden graast, zal in verhouding meer metalen binnenkrijgen dan mensen. Dit omdat verontreinigd stof dat op het gras is neergeslagen en aanhangende gronddeeltjes ook worden opgenomen. Bij gebruik van grond- of oppervlaktewater voor veedrenking is er een groter risico op verhoogde metaalconcentraties dan bij gebruik van kraanwater.



3.4.2 Doorvergiftiging

Planten of regenwormen die metalen opnemen, ondervinden daar vaak niet veel last van. Via de voedselketen bereiken de metalen echter ook hogere organismen, zoals dassen en vogels die regenwormen eten en uilen die muizen eten, zie figuur 3.8. Metalen die in de regenwormen aanwezig zijn, hopen zich zodoende op in de lever en de nieren van dieren die hoger in de voedselketen staan. Uit onderzoek blijkt dat cadmium waarschijnlijk de grootste risico's vertegenwoordigt.

In de nieren van dassen die dichtbij de grote rivieren leven en vooral in de uiterwaarden voedsel zoeken, is het cadmiumgehalte gemiddeld globaal tienmaal zo hoog als in dieren die op grotere afstand van de rivieren leven. De risico's op doorvergiftiging zijn niet eenvoudig in te schatten. Naast de beschikbaarheid van de verontreiniging, heeft het ook te maken met de voedselkeuze, de gebieden waarin wordt gevoerageerd en de leeftijd van het dier.



Figuur 3.8 Doorvergiftiging van metalen via de voedselketen.

3.4.3 Beoordeling van risico's

Risico's voor de mens

Risico's van bodemverontreinigingen voor de mens kunnen worden beoordeeld via een standaardprocedure. Hierbij wordt de theoretische blootstelling van de mens voor de relevante blootstellingsroutes berekend, bijvoorbeeld met het model Sanscrit. Bij het standaard gebruiksscenario 'wonen met tuin' zijn voor metalen grondingestie en consumptie van gewas de belangrijkste blootstellingsroutes. De per route berekende blootstellingen worden bij elkaar opgeteld en de som van de modelmatig berekende blootstelling wordt vergeleken met een toxicologische grenswaarde, het maximaal toelaatbaar risico (MTR_{humanaan} , zie Circulaire Bodemsanering 2006).

Indien de modelmatig berekende blootstelling op de locatie de MTR-waarde overschrijdt, kunnen maatregelen worden genomen om de (theoretisch berekende) blootstelling op de locatie tot aanvaardbaar niveau terug te brengen.

Alternatief kan door aanvullend, locatiespecifiek onderzoek worden nagegaan of er op de betreffende locatie daadwerkelijk sprake is van onaanvaardbare risico's (maatwerk). De berekeningen met de bovengenoemde modellen zijn gebaseerd op de conservatieve aanname dat 100% van de metalen afkomstig van de bodemverontreiniging beschikbaar is en daadwerkelijk wordt opgenomen. Meestal blijkt bij nader onderzoek naar de beschikbaarheid van een verontreiniging (zie 5.4 en 5.5) dat slechts een gedeelte van de verontreiniging daadwerkelijk beschikbaar is en door mens of gewas kan worden opgenomen. Door middel van locatiespecifiek onderzoek naar de beschikbaarheid van de verontreiniging en/of het meten van gehalten van metalen in groente is het mogelijk een beter beeld van de daadwerkelijke risico's voor de mens op een verontreinigde locatie te verkrijgen.

Een locatiespecifieke beoordeling is niet alleen zinvol als de biobeschikbaarheid op de locatie laag is. Ook voor metalen, waarvan de speciatie of bindingsvorm afwijkt van de standaardaanname van het model, is een locatiespecifieke benadering zinvol. Dit kan bijvoor-

beeld het geval zijn bij de beoordeling van verontreinigingen met chroom (VI) of bepaalde kwikverbindingen.

Risico's voor het ecosysteem

Risico's van bodemverontreinigingen met zware metalen voor het ecosysteem kunnen op een snelle manier worden getoetst met Sanscrit. Bij de standaardmatige toetsing van ecologische risico's met Sanscrit worden de grondgehalten in de contactzone op de verontreinigde locatie vergeleken met de zogenaamde HC50 waarde. De HC50 is een generieke waarde die overeenkomt met het gehalte verontreiniging in de grond, waarbij 50% van de theoretisch in een ecosysteem aanwezige soorten nadelige effecten ondervindt van de verontreiniging. Als de HC50 in de contactzone op een bepaald oppervlak is overschreden, kunnen onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem niet worden uitgesloten.

In zulke gevallen kan het zinvol zijn, de daadwerkelijke ecologische risico's locatiespecifiek te onderzoeken en te beoordelen (maatwerk). Hierbij kan gebruik worden gemaakt van de zogenaamde Triademethodiek, waarbij de effecten van de verontreiniging vanuit drie verschillende invalshoeken (chemie, toxicologie en ecologie) onderzocht worden. Het locatiespecifieke onderzoek naar effecten op het ecosysteem kan onderzoek omvatten naar de *biobeschikbaarheid* (invalshoek chemie), met *bioassays* meetbare effecten (invalshoek toxicologie) en *ecologisch onderzoek* (zoals onderzoek naar de soort-samenstelling van nematoden op de locatie). De Triade-aanpak is niet nieuw, er zijn in het verleden verschillende methodieken ontwikkeld, bijvoorbeeld door het RIVM.

De resultaten verkregen door middel van het Triade-onderzoek geven vaak een betere indicatie van de locatiespecifieke risico's voor het ecosysteem. Uitgebreidere kennis van mogelijke effecten van de verontreiniging op het ecosysteem is nuttig voor de selectie van eventuele beheersmaatregelen van de verontreiniging.

4

Bronnen van metaalverontreinigingen

4.1 Gebruik van metalen

Zware metalen werden en worden op grote schaal toegepast voor allerlei doeleinden:

- Bouwmaterialen (zink, lood, koper);
- Oppervlaktebescherming van staal (verzinken, verchromen, vernikkelen);
- Batterijen (loodaccu's, zink, cadmium, nikkel, kwik);
- Pigmenten (lood, zink, cadmium, et cetera);
- Katalysatoren (onder andere nikkel, kobalt, molybdeen en vanadium);
- Houtverduurzaming (arseen, koper, chroom, in het verleden ook kwik);
- Antifouling (koper, tin);
- Gewasbescherming (arseen, kwik, koper);
- Stabilisatoren in PVC (ondermeer lood).

Emissies naar het milieu kunnen ontstaan bij het directe gebruik van de producten of als de producten in het afvalstadium geraken. Veel emissies zijn echter ook een onbedoeld bijproduct van processen.

In de laatste tientallen jaren zijn veel toepassingen van de meer toxische metalen beëindigd of sterk teruggedrongen. Voor een aantal producten, zoals batterijen, wit- en bruingoed, zijn inzamelsystemen ontwikkeld. Hierdoor zijn de directe emissies van bijvoorbeeld kwik, lood en cadmium sterk verminderd. Voorbeelden hiervan zijn:

- Beëindiging van het gebruik van lood als antiklop middel in benzine;
- Vergaande beperking van het gebruik van cadmium en kwik in batterijen;
- Vervanging van pigmenten (loodmenie wordt bijvoorbeeld niet meer gebruikt);
- Verbod op gebruik van arseen bij houtverduurzaming;
- Verbod op gebruik van kwik en arseen in gewasbeschermingsmiddelen.

Daarnaast zijn de eisen aan lozingen van afvalwater en emissies van rookgassen veel stringenter geworden, zijn productieprocessen aangepast en producten verbeterd. Er is echter nog wel een aantal diffuse bronnen waar moeilijker grip op te krijgen is, bijvoorbeeld emissies van het verkeer en corrosie van bouwmetalen. Verder kan de historische belasting in nieuwe emissies resulteren, bijvoorbeeld door uitspoeling van metalen of door verplaatsing van sediment.

4.2 Bronnen van bodemverontreiniging

In deze paragraaf wordt een opsomming gegeven van activiteiten of processen die regelmatig in verontreiniging van de bodem met zware metalen hebben geresulteerd en worden korte beschrijvingen gegeven van de aard van de verontreiniging.

Primaire productie van metalen

De primaire productie van non ferro metalen was in het verleden zeer vervuילend. Hierbij werden smeltprocessen toegepast en zijn grote hoeveelheden metalen via rookgassen geëmitteerd. De metalen zijn vervolgens neergeslagen in het gebied rondom de fabrieken. In de Nederlandse en Belgische Kempen is op deze wijze de toplaag van een zeer groot gebied vervuילd geraakt met zink en cadmium. Op kleinere schaal is dit ook gebeurd rond het voormalige complex van Billiton in Arnhem, waar ondermeer lood is geproduceerd. Metalen die via rookgassen worden geëmitteerd, zijn vaak goed opneembaar. Behalve de atmosferische emissie, is ook op grote schaal ongezuiverd afvalwater geloosd en zijn reststoffen in de vorm van assen geproduceerd. Het afvalwater is via beken en dergelijke geloosd, wat heeft geresulteerd in verontreiniging van de beekdalen (waterbodem en overstromingsgebieden). De assen zijn gebruikt om terreinen op te hogen, wegen te



*Figuur 4.1
Metallurgische industrie
in het verleden.*

verharden en dergelijke. Door de sterke uitloging is de bodem onder deze assen verontreinigd geraakt. De metalen komen na verloop van tijd in het grondwater en kunnen opkwellen in de beekdalen, waar herverontreiniging van het watersysteem optreedt. Behalve de bedrijfsterreinen zelf is dus ook de omgeving van metallurgische bedrijven op grote schaal verontreinigd.

Bewerking van metalen

Vaak worden metalen voorwerpen voorzien van een beschermend oppervlak. Dit gebeurt elektrochemisch (galvaniseren) of op thermische wijze (vooral toegepast bij verzinken). Bij deze processen wordt gewerkt met sterk zure of basische baden. In het verleden werden afgewerkte baden soms direct in de bodem geloosd. Ook lekkages van baden of rioleringen en andere calamiteiten hebben in verontreiniging van de bodem geresulteerd. Dit geldt zowel voor grond als grondwater.

Bij de mechanische bewerking van metalen voorwerpen, zoals slijpen, boren, verspanen en polijsten, komen fijne metaaldeeltjes vrij. Deze deeltjes kunnen als verontreiniging aanwezig zijn. Afhankelijk van de eigenschappen van de metalen zijn ze stabiel of treedt langzaam oxidatie op. In het laatste geval kan ook het grondwater verontreinigd raken.



Houtverduurzaming

Houtverduurzaming vond in het verleden plaats op terreinen zonder bodembeschermende voorzieningen. Uitlekken van het behandelde hout kan daarom in bodemverontreiniging hebben geresulteerd. Ook lekkages of calamiteiten met de conserveermiddelen kunnen zijn opgetreden. Er zijn in Nederland voorbeelden van verontreinigingen met kwik, chroom (VI), arseen en koper die het gevolg zijn van houtverduurzaming.

Storten van afvalstoffen/toepassen van vervuilde secundaire grondstoffen

Afvalstoffen bevatten vaak zware metalen. Verontreiniging kan optreden door vermenging van afval met de bodem en emissies van percolatiewater naar het grondwater. Percolatiewater bevat vaak hoge concentraties aan zouten en opgeloste organische stof (DOC), hetgeen de oplosbaarheid van metalen vergroot. Het gebruik van vervuilde secundaire grondstoffen, zoals de eerder genoemde zinkassen, kan eveneens in verontreiniging van de bodem met zware metalen resulteren.

Gebruik van meststoffen

In het verleden werden huishoudelijk afval (al dan niet gecomposteerd) en zuiveringsslib op grote schaal gebruikt als meststof. Deze afvalstoffen bevatten verhoogde gehalten van diverse metalen. Ook dierlijke mest (zink, koper) en kunstmest (cadmium) bevatten zware metalen. Afhankelijk van het cumulatieve gebruik van de meststoffen, kan de bouw voor verhoogde gehalten aan zware metalen bevatten. Een bekend voorbeeld zijn de toemaakdekken.

Schietoefeningen

Op schietbanen worden verhoogde gehalten aan lood, antimoon (legeringselement van lood) en mogelijk ook koper aangetroffen. Metallisch lood wordt relatief gemakkelijk geoxideerd en omgezet in oxiden en vervolgens in zouten. Afhankelijk van de condities in de bodem, lossen deze verbindingen op en worden ook in het grondwater verhoogde concentraties aan lood en antimoon aangetroffen.

Lozingen van afvalwater

In het verleden werd op grote schaal ongezuiverd afvalwater geloosd.

De metalen binden zich in hoofdzaak aan de slibdeeltjes, die eerder of later bezinken. Op deze wijze zijn grootschalige verontreinigingen ontstaan van waterbodems, overstromingsgebieden (uiterwaarden!), maar ook in polders die zijn opgehoogd met vervuild havenslib.

Corrosie van metalen

Onedele metalen zoals zink, lood en koper worden onder atmosferische omstandigheden langzaam geoxideerd. Naast een diffuse belasting, kan dit zeer lokaal ook in sterk verhoogde metaalgehalten in de bodem resulteren. In de grond onder een kas of vangrail kan bijvoorbeeld de interventiewaarde voor zink overschreden worden.

Historische activiteiten

Zware metalen worden al lange tijd door de mens gebruikt waardoor ook locaties waarop in een ver verleden een spiegelmakerij, een viltfabriek of een pottenbakkerij was gevestigd, ernstig vervuild kunnen zijn met kwik of andere zware metalen. Uiteraard geldt dit ook voor locaties waar non ferro metalen werden geproduceerd of verwerkt.

Secundaire verontreiniging

Lekkages van opslagtanks voor zuur of base kunnen in grondwaterverontreiniging met zware metalen resulteren, ook als het zuur of de base geen metalen bevat. Dit is het gevolg van mobilisatie van metalen die van nature in de bodem aanwezig zijn. De oplosbaarheid van vooral kationogene metalen (cadmium, zink, lood, koper, nikkel et cetera) neemt sterk toe als de pH daalt. Bij hoge pH-waarden neemt de oplosbaarheid van anionogene metalen (bijvoorbeeld arsenaat, chromaat en molybdaat) sterk toe. Ook amfotere metalen (onder andere lood en zink) lossen bij hoge pH in versterkte mate op, evenals metalen die gevoelig zijn voor complexatie met DOC. Bij hoge pH lost namelijk een deel van de humus in de bodem op, waaraan metalen kunnen binden. Verder is bekend dat bij verontreinigingen met organische stoffen, zoals gechloreerde oplosmiddelen (VOCl) of minerale olie, soms ook verhoogde metaalgehalten worden aangetroffen.

Diffuse verontreinigingen

Er zijn diverse bronnen die ieder voor zich in beperkte mate metalen

emitteren, maar bij elkaar opgeteld toch een effect kunnen hebben in de toplaag van de land- of waterbodem. Dit omdat de metalen sterk aan de vaste fase gebonden worden, waardoor over langere tijd ophoping optreedt. Diffuse bronnen zijn:

- Emissies van het verkeer door slijtage van remvoeringen, banden, maar ook emissies via de uitlaatgassen. Was vroeger het loodgehalte in bermen langs drukke wegen verhoogd, tegenwoordig zijn gehalten van metalen die in uitlaatgaskatalysatoren worden toegepast in verhoogde gehalten aantoonbaar;
- Uitloging van bouwmaterialen;
- Uitloging van de bodem;
- Corrosie van bouwmetalen;
- Atmosferische depositie, afkomstig van diverse (verbrandings)processen.

4.3 Natuurlijke herkomst

In 2.2 is al beschreven dat alle zware metalen van nature voorkomen in de bodem en dat zowel gehalten in grond als in grondwater van nature interventie-waarden kunnen overschrijden. Een bekend voorbeeld is arseen. In het kader van het Nabronproject (zie www.skbodem.nl) zijn richtlijnen opgesteld voor de beoordeling van de natuurlijke herkomst van arseen. Ook andere metalen kunnen in verhoogde gehalten aanwezig zijn.

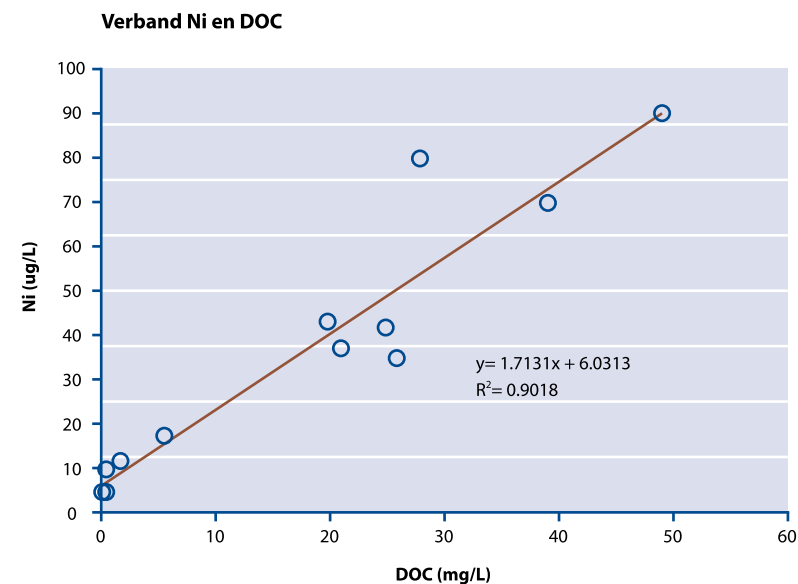
De oorsprong van de verhoogde gehalten is volledig natuurlijk als de verontreiniging zelf noch de condities in de bodem die de verontreiniging mobiel maken, het gevolg zijn van menselijk handelen. De oorsprong is semi-natuurlijk als de metalen afkomstig zijn uit de bodemmatrix (dus van nature aanwezig zijn), maar zijn gemobiliseerd door een verandering van condities als gevolg van menselijk handelen, bijvoorbeeld een calamiteit met zuur of een pluim met zout en/of DOC-rijk water.

Het is ook mogelijk dat de aanwezige verontreinigingen gedeeltelijk van natuurlijke oorsprong zijn. Met name als verontreinigingspluimen tot een wezenlijke verandering van de condities in de bodem

leiden, kan naast de geloosde verontreiniging een secundaire verontreiniging ontstaan door mobilisatie van metalen die van nature in de bodem aanwezig zijn.

Praktijkvoorbeelden hiervan zijn:

- Lozing van sterk zure beitsbaden met hoge zinkgehalten. Hierdoor is een zeer lage pH (2-3) in het grondwater ontstaan in combinatie met zeer hoge zinkconcentraties. Daarnaast zijn ook verhoogde nikkelconcentraties aangetroffen, hoewel nikkel nooit in het productieproces is gebruikt. Het is daarom zeer waarschijnlijk dat het nikkel uit de bodem afkomstig is;
- Pluim van een stortplaats met verhoogde concentraties van barium, nikkel en arseen. Hoewel alle metalen ook in de bron aanwezig zijn, kunnen de verspreiding en de vracht van nikkel en arseen, niet uit de concentraties in de bron worden verklaard.



Figuur 4.2 Relatie tussen DOC en nikkel in pluim stortplaats Ullerberg. Uit regressie-analyse blijkt een sterke correlatie.

Mobilisatie van nikkel door complexatie met het in de pluim aanwezige DOC (zie figuur 4.2) en mobilisatie van arseen door de ijzerreducerende condities die zijn ontstaan (van nature is het grondwater aëroob), vormen een plausibele verklaring voor het verontreinigingsbeeld.

Om vast te stellen of een aangetroffen verontreiniging een (semi-) natuurlijke oorsprong heeft, moet een toets worden uitgevoerd op de volgende criteria:

1. Bron: er is geen enkele relatie tussen de verontreiniging en activiteiten die op de locatie zijn uitgevoerd of de aangetroffen verontreiniging staat niet in verhouding tot eventuele bronnen;
2. Verspreiding: er is geen duidelijke bronzone. De concentraties in de pluim kunnen wel fluctueren, maar vertonen overwegend een 'vlak' beeld (dus geen scherpe afname van bron → pluim → front van de pluim);
3. Mechanismen: de verhoogde concentraties moeten verklaarbaar zijn uit de condities op de locatie. Zie voor mobiliserende condities tabel 3.1;
4. Natuurlijke herkomst: verhoogde concentraties van het betreffende element komen bij een vergelijkbare bodemopbouw vaker voor (dit zal in de regel bekend zijn bij de gemeente of provincie);
5. Semi-natuurlijke herkomst: bovenstrooms zijn geen verhoogde concentraties en de mobilisatie is verklaarbaar uit de verandering in condities in de verontreinigingspluim.

In geval van een volledig natuurlijke herkomst is sanering van het grondwater zinloos aangezien de bodem hoogstwaarschijnlijk opnieuw metalen zal emitteren. De risico's van natuurlijke metalen zijn (bij een gelijke beschikbaarheid) echter niet anders dan van verontreinigingen. Daarom kunnen, afhankelijk van de situatie, bijvoorbeeld gebruiksbeperkingen van het grondwater noodzakelijk zijn.



5



Karakterisering van een metaalverontreiniging

In dit hoofdstuk worden een aantal technieken en aandachtspunten besproken die van belang zijn voor het in kaart brengen van een verontreiniging met zware metalen en het bepalen van de risico's.

5.1 Onderzoek van de verontreiniging

Zware metalen zijn vaak in sterk geconcentreerde vorm aanwezig in metaaldeeltjes, assen en dergelijke. Het wel of niet aanwezig zijn van een dergelijk deeltje in een analysemonster heeft een grote invloed op het resultaat. Als bijvoorbeeld in het analysemonster van circa 1 gram een korreltje puur zink aanwezig is met een volume van 1 mm³, resulteert dit in een gehalte van 7.000 mg/kg grond. Als dergelijke deeltjes inhomogeen over de locatie zijn verspreid, zal er een grote spreiding ontstaan in de analyseresultaten. Als metaalrijke deeltjes aanwezig (kunnen) zijn, is het volgende van groot belang:

1. Op basis van het historisch onderzoek bepalen welke emissies plaatsgevonden kunnen hebben (soort metaal, vorm) en vervolgens een hypothese opstellen over mogelijke verspreiding van deeltjes met hoge metaalgehalten over de locatie. Het potentieel verontreinigde gebied en het potentieel schone gebied afzonderlijk onderzoeken;
2. Een goede afperking in het veld: de laag met sterk verhoogde metaalgehalten kan heel dun zijn. Als de metaaldeeltjes bij een productieproces zijn vrijgekomen en de bovengrond is niet geruimd, is alleen een dunne bovenlaag van de grond verontreinigd. Ook bij lozingen in de bodem of andere oorzaken, kan de aanwezigheid van hoge gehalten beperkt zijn tot dunne lagen (horizontaal of verticaal, bijvoorbeeld langs gevels). Ook is het mogelijk dat metalen zich hebben opgehoopt in bijvoorbeeld klei- of veenlaagjes;
3. De juiste monstervoorbehandeling: indien duidelijk is dat de verontreiniging inhomogeen aanwezig is, is malen/homogeniseren

van groot belang. Overigens is deze behandeling niet effectief voor metaaldeeltjes. Er moet uiteraard worden vermeden dat lagen met hoge en lage metaalgehalten worden gemengd.

Als de aanwezigheid van afwijkende deeltjes of lagen in eerste instantie niet is opgemerkt, kan dit alsnog blijken uit een grote spreiding in de analyseresultaten. Het is dan van belang om de oorzaak van deze spreiding vast te stellen.

5.2 Hulpmiddelen bij de opsporing van lagen of deeltjes met sterk verhoogde metaalgehalten

Het opsporen en afperken van lagen met sterk verhoogde metaalgehalten begint uiteraard met een goede visuele beoordeling van textuur- en kleurverschillen. Verder is historische informatie over de activiteiten op de locatie van belang voor zowel de ruimtelijke afperking als het type verontreiniging dat kan worden aangetroffen. In het veld kan diverse apparatuur worden gebruikt om ter plaatse metingen uit te voeren. Er bestaan draagbare röntgenfluorescentie (XRF) meters waarmee in-situ totaalgehalten aan metalen gemeten kunnen worden. Een ander hulpmiddel is een door Medusa ontwikkelde sensor (zie www.medusa-online.com) die de gammastraling meet van isotopen van kalium, uranium en thorium. Deze isotopen komen van nature voor in kleideeltjes. Uit praktijkervaringen blijkt dat er een goede correlatie is tussen de gemeten straling en de metaalgehalten van water- en landbodems. Ertsen en daarmee ook reststoffen als slakken en assen bevatten vaak hogere gehalten aan radioactieve isotopen dan van nature aanwezige grond. Op basis hiervan kunnen bijvoorbeeld assenlagen in de bodem worden opgespoord. Het meetsysteem kan in een boot, auto of quad gemonteerd worden. Op deze wijze kunnen in korte tijd grote oppervlakken onderzocht worden.

Naast in-situ onderzoek is aanvullend laboratoriumonderzoek soms noodzakelijk om inzicht te krijgen in de aard van de verontreiniging. Ook hiervoor geldt dat de monsters om te beginnen goed bekeken moeten worden. Door (nat) zeven kunnen fracties afgescheiden worden en afzonderlijk geanalyseerd. Een andere methode is scheiding op dichtheid, waardoor de zandfractie volledig wordt gescheiden

van de fractie klei + organische stof. Metallische deeltjes kunnen handmatig of met een magneet worden verwijderd (voor zover ze magnetische eigenschappen hebben). Het nat zeven van monsters is een goed hulpmiddel om kleinere metaaldeeltjes af te scheiden, bijvoorbeeld (resten van) hagelkorrels. Voor zeer kleine deeltjes is microscopisch onderzoek de aangewezen methode, zie figuur 5.1. De samenstelling van de metaaldeeltjes kan met geavanceerde technieken als elektronenmicroscopie worden bepaald.



Figuur 5.1 Metaaldeeltje in gereinigde grond (vergroting 30x).

5.3 Risico op verspreiding

Naast de standaardbeoordeling met het model Sanscrit kan het zinvol zijn verspreidingsrisico's meer gedetailleerd te onderzoeken. Verspreiding kan zowel plaatsvinden door uitloging en neerwaarts transport van een verontreiniging in de bovengrond, als door horizontaal transport van een in het grondwater aanwezige verontreinigingspluim.

Het verspreidingsrisico als gevolg van uitloging kan niet worden beoordeeld op basis van het totaalgehalte in de grond, de mobiliteit wordt bepaald door factoren als de macrosamenstelling van de grond en de pH. Het is daarom mogelijk dat een zandige grond met een zure pH en een licht verhoogd metaalgehalte meer metalen naar het grondwater emitteert dan een kleigrond met een neutrale pH en een sterk verhoogd metaalgehalte.

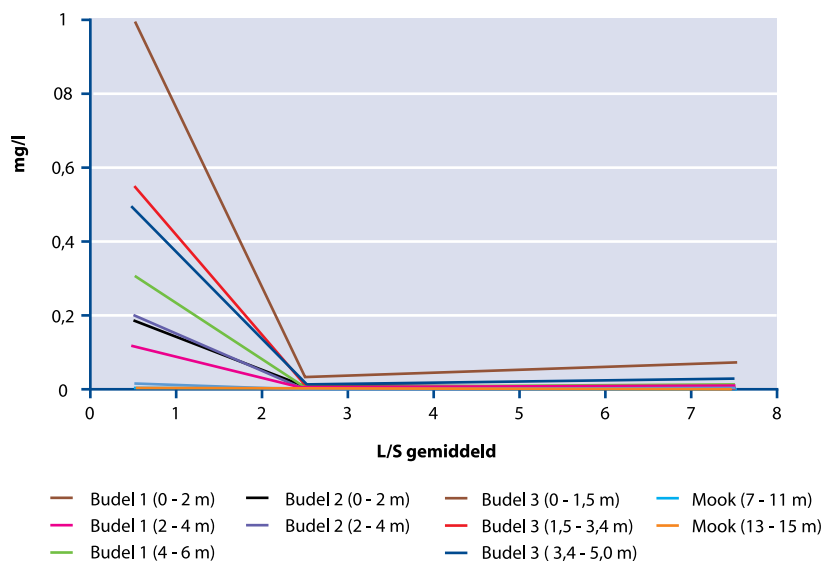
Een eerste beoordeling van de verspreidingsrisico's volgt uit de omvang van een (eventuele) grondwaterverontreiniging. In hoeverre de toplaag nog metalen nalevert, kan worden bepaald met uitloogproeven. Standaard wordt hiervoor de kolomproef volgens NEN 7383 gebruikt. Deze proef geeft de totale emissie over een L/S (Liquid/Solid)-traject van 0-10. Als wordt uitgegaan van een neerslagoverschot van 300 mm/j

en een laagdikte van 1 meter, is de voorspellende termijn van deze proef circa 50 jaar. Als meer gedetailleerde informatie gewenst is over het verloop van de emissie in de tijd, kan de kolomproef volgens NEN 7373 worden uitgevoerd. Bij deze proef worden fracties afzonderlijk opgevangen en geanalyseerd, zie als voorbeeld figuur 5.2.

De kolomproef wordt uitgevoerd met gedemineraliseerd water als eluens. Dit is een goede benadering als de uitloging plaatsvindt door infiltrerend regenwater, in een min of meer aëroob systeem (de toplaag van de bodem). Als er sprake is van uitloging onder sterk afwijkende condities, dient hier rekening mee te worden gehouden. Mogelijke aanpassingen zijn:

- Uitvoering onder zuurstofloze condities (NVN 7384);
- Gebruik grondwater van de locatie als eluens.

De horizontale verspreiding van de verontreiniging kan worden berekend met gekoppelde geochemische transportmodellen, variërend



Figuur 5.2 Verloop uitloogconcentratie cadmium gedurende kolomproeven. De emissie blijkt hoofdzakelijk bij lage L/S-waarden plaats te vinden.

van Phreeque of Ecosat (eendimensionaal) tot PHT3D (driedimensionaal). Een eerste inschatting kan worden verkregen op basis van de historische verspreiding.

5.4 Biologische beschikbaarheid

Extractie met 0,01 M CaCl_2 volgens NEN 5704 geeft een goede indicatie van de beschikbaarheid van metalen in het poriewater van de grond. Verder bestaan er diverse bioassays, die echter soortspecifiek zijn. Vanuit praktisch oogpunt is de bepaling van de Maturity Index van de nematodenpopulatie goed bruikbaar aangezien deze uitkomst eenvoudig getoetst kan worden. Deze bepaling wordt uitgevoerd door BLGG in Oosterbeek.

5.5 Speciatie

Bepaling van de fysisch-chemische bindingsvormen is om diverse redenen zinvol. Er wordt meer inzicht verkregen in de blootstellingsrisico's, effecten van veranderende condities en mogelijkheden om de grond te reinigen. Het eerder besproken onderzoek naar de aanwezigheid van metallische deeltjes (5.2) is ook een vorm van speciatie-onderzoek. De aanwezigheid van zeer kleine metaaldeeltjes kan tot gevolg hebben dat de zandfractie van grond onvoldoende wordt gereinigd. Als dit tevoren bekend is, kan dit worden verdisconteerd in de eisen die aan het reinigingsrendement worden gesteld.

In grote lijnen zijn er een drietal mogelijkheden om de chemische vorm van de verontreiniging vast te stellen:

1. Extracties, bijvoorbeeld de sequentiële extractie volgens Tessier. In dit schema worden respectievelijk metalen in uitwisselbare/geadsorbeerde vorm, carbonaten, ijzer- en mangaanoxiden en organische stof/sulfiden geëxtraheerd. Het residu van de extracties bevat de metalen die in silicaten zijn opgesloten. pH-afhankelijke uitloogcurves kunnen ook veel informatie verschaffen, zie figuur 3.1;
2. Geavanceerde analyse-technieken, bijvoorbeeld SEM-EDAX (combinatie van scanning electronmicroscopie met een vorm van röntgen-fluorescentie), HPLC (voor valentie-bepaling), et cetera;
3. Modelberekeningen, bijvoorbeeld met Minteq voor de waterfase of een beoordeling op basis van een pH - redox diagram.

Alle methoden hebben voor- en nadelen:

Ad 1. De uitvoering is relatief eenvoudig, maar extracties zijn in de regel niet volledig specifiek.

Ad 2. Voor het onderzochte monster wordt een goed beeld verkregen, maar het is moeilijk om het resultaat van het (zeer kleine!) analysemonster kwantitatief te vertalen naar de veldsituatie. Verder zijn deze technieken relatief duur en niet algemeen beschikbaar.

Ad 3. Modelberekeningen gaan uit van chemisch evenwicht, een voorwaarde waaraan in de praktijk niet altijd wordt voldaan. Een modelberekening is voor de waterfase eenvoudig uitvoerbaar, wel is het vereist dat de macrosamenstelling van het water bekend is. De interpretatie van het resultaat vereist ervaring.

Voorbeelden van toepassingen van speciatie-onderzoek zijn:

1. Meer inzicht verkrijgen in de herkomst en risico's van arseen. Natuurlijk arseen kan gebonden zijn in ijzeroxiden, pyriet of glauconiet. De stabiliteit van de eerste twee verbindingen is afhankelijk van de redoxcondities, glauconiet is als inert te beschouwen;
2. Bepaling van de risico's van een kwikverontreiniging: vluchtige kwikverbindingen geven een veel groter blootstellingsrisico dan kwikzouten;
3. Het bepalen van een bovengrens voor de beschikbaarheid van de metalen. Metalen in silicaten zullen nooit beschikbaar komen, de stabiliteit van andere bindingsvormen is afhankelijk van de condities op de locatie.

5.6 Toekomstige veranderingen

Als er aanwijzingen zijn dat de condities op de locatie in de toekomst belangrijk zullen wijzigen, moet hier rekening mee worden gehouden bij de beoordeling. Mogelijke veranderingen zijn:

1. De pH gaat dalen (bijvoorbeeld bij omzetting van landbouwgrond in natuur);
2. De redoxpotentiaal gaat stijgen (bijvoorbeeld als de toevoer van DOC-rijk grondwater of percolaat stopt, als de grondwaterstand wordt verlaagd);
3. De redoxpotentiaal gaat dalen (bijvoorbeeld bij verhoging van de grondwaterstand).

Ter illustratie worden hier de resultaten van laboratoriumonderzoek aan grond uit de Maasuiterswaarden weergegeven. In het kader van de Maaswerken is het plan om grond te bergen in putten, waarbij de condities van aëroob en onverzadigd veranderen in zuurstofloos en verzadigd. De effecten zijn zowel gemeten in kolomproeven als berekend met een chemisch evenwichtmodel. De resultaten van beide benaderingen komen in het algemeen goed met elkaar overeen. In tabel 5.1 zijn de waarden van de gemeten verdelingscoëfficiënten weergegeven (K_d -waarden in L/g). Hieruit blijkt dat de mobiliteit van de meeste metalen door sulfideprecipitatie afneemt, echter de mobiliteit van arseen en lood nemen toe. Voor lood is dit resultaat onverwacht, omdat loodsulfide slecht oplosbaar is. Het blijkt echter dat de sulfideproductie onvoldoende is om lood neer te slaan. Dit illustreert dat condities kritisch kunnen zijn, zodat een experimentele controle zinvol is.

Tabel 5.1

Ranges van K_d -waarden van metalen als uiterwaardengrond onder aërobe of anaërobe omstandigheden wordt onderzocht. K_d is verhouding tussen geadsorbeerde en opgeloste fractie.

Metaal	Aëroob	Anaëroob
Arseen	8,5 - 1	4 - 4,5
Cadmium	9 - 11	106 - 312
Chroom	24 - 30	35 - 47
Koper	3 - 4	28 - 47
Nikkel	10 - 13	28 - 29
Lood	286 - 443	46 - 80
Zink	23 - 24	76 - 137

Effecten van toekomstige veranderingen kunnen gesimuleerd worden door pH-gestuurde roerproeven of schudproeven met pH-correctie, kolomproeven volgens NVN 7384 (zuurstofloze condities) of op maat gesneden experimenten. Daarnaast zijn ook berekeningen mogelijk met modellen als Phreeque en Ecosat.



Sanerings- en beheersingsmethoden

Bij de bespreking van sanerings- en beheersingsmethoden wordt het accent gelegd op innovatieve in-situ methoden voor sanering van het grondwater. Klassieke methoden worden genoemd en kort omschreven.

6.1 Grond

Een locatie met een zware metalenverontreiniging in de grond kan als volgt gesaneerd of beheerst worden:

1. Grond afgraven en elders laten reinigen: reiniging is mogelijk door afscheiding van de fijne fractie, eventueel in combinatie met extractie (het in oplossing brengen van de metalen) of nabewerking van de afgescheiden zandfractie;
2. Grond afgraven en zonder bewerking toepassen: licht verontreinigde grond wordt toegepast als bouwstof, bijvoorbeeld als ophoogmateriaal in civieltechnische constructies;
3. Grond afgraven en storten: grond die niet reinigbaar is en evenmin door immobilisatie in een bouwstof kan worden omgezet, moet onder IBC-voorwaarden worden gestort;
4. Immobilisatie: hierbij wordt de grond gemengd met middelen die de verontreiniging binden zodat voldaan wordt aan de emissie-eisen van de Regeling bodemkwaliteit. De behandelde grond kan in beginsel zowel op de locatie zelf of elders worden toegepast, bijvoorbeeld als funderingsmateriaal;
5. Sanering van een locatie is ook mogelijk door IBC-maatregelen te treffen, zoals het aanbrengen van een leeflaag. Op deze wijze is direct contact met de verontreiniging uitgesloten en zullen planten ook geen metalen meer opnemen;
6. In-situ methoden om grond te reinigen zijn extractie met zuur en elektro-reclamatie.

In-situ extractie is toegepast op een met cadmium vervuilde locatie bij Soestduinen. Hierbij is de toplaag van de locatie gespoeld met

verdund zoutzuur. Het met cadmium vervuilde water werd via drains onttrokken, gezuiverd en gerecirculeerd. Sanering tot de streefwaarde bleek haalbaar. Randvoorwaarden bij deze aanpak zijn:

- De buffercapaciteit van de grond moet laag zijn omdat anders het zuurverbruik erg hoog wordt;
- De bodem moet voldoende doorlatend zijn;
- De metalen moeten niet te sterk gebonden zijn;
- De locatie moet voor langere tijd (één tot enkele jaren) beschikbaar zijn om het spoelproces uit te voeren.

Een aandachtspunt is het herstel van de bodemkwaliteit na afloop van het spoelproces.

Bij **elektroreclamatie** worden elektroden in de bodem geplaatst en wordt een spanningsverschil aangelegd. Afhankelijk van de lading van de ionen verplaatsen ze zich naar de anode of de kathode. Verder worden metalen gemobiliseerd door verzuring en temperatuurverhoging. Verwijdering van de metalen vindt plaats door de vloeistoffase bij de elektroden periodiek op te pompen en te zuiveren. Evenals het voorgaande proces, is uitvoering alleen mogelijk in de verzadigde zone of door de grondwaterstand tijdelijk te verhogen. Het proces wordt sterk verstoord door de aanwezigheid van metalen voorwerpen in de bodem en het energieverbruik is relatief hoog. De randvoorwaarden komen verder overeen met in-situ extractie, behalve dat elektroreclamatie ook toepasbaar is in slechter doorlatende bodems.

Met beide methoden is enige praktijkervaring, maar ze worden weinig toegepast. Oorzaken zijn dat vaak niet aan alle randvoorwaarden kan worden voldaan, dat de methoden relatief gecompliceerd zijn en dat de kosten hoog kunnen zijn in vergelijking met alternatieven.

6.2 Grondwater

De klassieke methode voor het saneren van met zware metalen vervuild grondwater is oppompen en bovengronds zuiveren ('pump and treat'). Zuivering wordt meestal uitgevoerd met fysisch-chemische technieken (coagulatie/flocculatie), maar er is ook enige ervaring met ionenwisseling. Een groot nadeel van oppompen is dat de sanering

erg lang kan duren. Vooral bij relatief hoge concentraties of bij de aanwezigheid van minder goed doorlatende lagen, zal de bodem langdurig metalen naleveren. Andere nadelen zijn dat grote volumina aan grondwater worden onttrokken, zettingen op kunnen treden, dat restlozingen plaatsvinden en dat vervuild slib wordt geproduceerd. Door onttrekking kan ook een geohydrologische beheersing worden gerealiseerd, maar deze zal nog meer tijd in beslag nemen. Het is daarom duidelijk dat in-situ methoden evidente voordelen hebben en tegen lagere kosten uitgevoerd kunnen worden.

In-situ sanering of beheersing kan op twee verschillende manieren worden uitgevoerd:

1. Natuurlijke vastlegging (NV). Hierbij wordt gebruik gemaakt van de natuurlijke capaciteit van de bodem om metalen te binden;
2. Gestimuleerde vastlegging (GV). Hierbij worden stoffen toegevoegd aan de bodem die resulteren in de precipitatie van metalen, veelal in de vorm van sulfiden.

Een overgang tussen beide technieken is manipulatie van de bodemcondities, zodat de natuurlijke vastlegging wordt versterkt. Dit is bijvoorbeeld mogelijk door de pH te verhogen of door de redoxpotentiaal te verlagen (zie tabel 3.1). Hiervoor zullen echter wel ingrepen nodig zijn als het injecteren van stoffen, aanvoer van grondwater met een verhoogde pH en dergelijke.

In-situ vastlegging resulteert in een beperkte toename van de metaalgehalten in de vaste fase van de bodem (enkele milligrammen/kg), tenzij de concentraties in het grondwater extreem hoog zijn.

Het is mogelijk om verschillende technieken te combineren. Bij hoge concentraties is natuurlijke vastlegging minder geschikt, bronzones moeten daarom aangepakt worden door oppompen en zuiveren of door gestimuleerde vastlegging. Op deze wijze kan het grootste deel van de vracht worden verwijderd door onttrekking of behandeling van een beperkt volume grondwater. De omvangrijke pluim, die in zandige aquifers aanwezig kan zijn, kan wel via natuurlijke processen worden gesaneerd.

Naast de sanering van de locatie, kan gestimuleerde vastlegging worden gebruikt voor beheersing. Er wordt dan bijvoorbeeld een rij injectiefilters aan de rand van de locatie geplaatst, waardoor op die plaats precipitatie optreedt. Er is nog weinig ervaring met deze aanpak. Als gedurende lange tijd substraat geïnjecteerd moet worden, is verstopping van de bodem denkbaar. Ook zullen op die plaats hoge metaalgehalten ontstaan.

Een andere optie is het aanbrengen van een reactieve barrière in de vorm van metallisch ijzer. Hiermee kan chroom (VI) worden gereduceerd tot chroom (III), hetgeen slecht oplosbaar is en neerslaat. In Amerika zijn positieve ervaringen opgedaan met deze aanpak. Het is niet bekend hoe lang deze voorziening zonder verstoppingsproblemen kan fungeren.

6.3 Beoordeling van natuurlijke vastlegging

Voor de beoordeling van de kansrijkheid van natuurlijke vastlegging is in SKB-kader een beslissingsondersteunend systeem (BOS) ontwikkeld¹. De beoordeling vindt in dit systeem stapsgewijs plaats, waarbij de onderzoeksinspanning wordt opgevoerd naarmate het perspectief op haalbaarheid groeit.

Het volledige BOS bestaat uit 6 stappen.

De inhoud van de stappen is in hoofdlijnen als volgt:

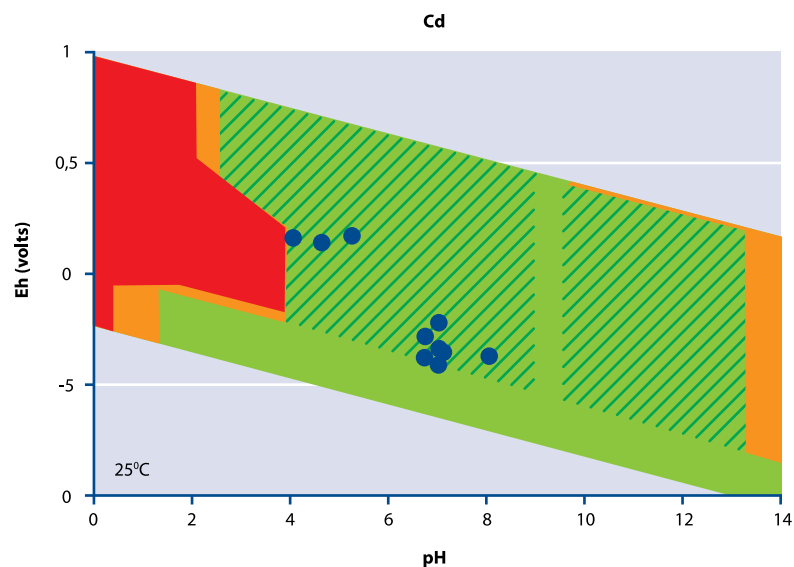
0. Beoordeling draagvlak en risico's (blootstelling, verspreiding, instabiele condities);
1. Indicatieve beoordeling technische haalbaarheid (capaciteit en stabiliteit van vastlegging);
2. Indicatieve beoordeling beleidsmatige haalbaarheid (kosten-effectiviteit, stabiele eindsituatie);
3. Zonodig aanvullend onderzoek en overleg bevoegd gezag;
4. Definitieve beoordeling technische haalbaarheid;
5. Definitieve beoordeling beleidsmatige haalbaarheid (niet uitgewerkt in het BOS).

Het doorlopen van de stappen 0-3 resulteert in een indicatieve beoordeling van de haalbaarheid van vastlegging op een locatie. Deze beoordeling kan met beperkte inspanningen worden uitgevoerd. Het meest efficiënt is het om de indicatieve beoordeling (stap 0-3) uit te voeren als de resultaten van het nader bodemonderzoek bekend zijn (combinatie is ook mogelijk) en om de definitieve beoordeling (stap 4-5) te combineren met de uitvoering van het saneringsonderzoek.

Voor de beoordeling van alle relevante aspecten zijn criteria ontwikkeld. Belangrijke criteria zijn ondermeer: de mate van toekomstige uitbreiding van de pluim, de stabiliteit van de vastlegging, de mate van kosteneffectiviteit in relatie tot andere saneringsvarianten en de bijdrage aan het bereiken van een stabiele eindsituatie. Het doorlopen van het BOS resulteert per stap in een go, een no-go of een aanbeveling voor nader onderzoek. Een go betekent dat verder wordt gegaan met de volgende stap van het model, een no-go betekent dat wordt geswitched van natuurlijke naar gestimuleerde vastlegging.

Voor de beoordeling van de capaciteit en de stabiliteit van de vastlegging in stap 1 zijn respectievelijk de vastleggings- en de stabiliteitsindicator ontwikkeld. De vastlegging wordt beoordeeld op basis van een pH-/redox-diagram, waarin zowel de vorming van precipitaten als adsorptie zijn verwerkt, zie figuur 6.1.

¹ *Tauw/ECN (2007): Beslissingsondersteunend systeem vastlegging van zware metalen in de verzadigde zone van de bodem - Werkwijze en demonstratie. SKB-project PT04-110, www.skbodem.nl*



Figuur 6.1 pH-redox diagram van cadmium in zandgrond, in evenwicht met de T-waarde voor grondwater. Egaal groen/gearceerd groen: gebied waarin precipitatie, respectievelijk adsorptie de concentratie in oplossing bepaalt en vastlegging tot de T-waarde mogelijk is. Rood/oranje: voldoende vastlegging tot de T-waarde is onwaarschijnlijk, respectievelijk onzeker.

Beoordeling van de locatie vindt plaats door de metingen van pH en redoxpotentialiaal in het diagram te plotten en de ligging van de punten te toetsen. Als adsorptie het bepalende mechanisme is, moet aanvullend worden berekend hoeveel bodemvolume nodig is voor de vastlegging van de metalen. De stabiliteit wordt beoordeeld op basis van de zuurbuftercapaciteit van de bodem en de kans op verstoring van de redoxcondities.

Bij de definitieve beoordeling in stap 4 vereist vooral de bepaling van de totaal beschikbare vracht aandacht. Deze vracht is de som van eventuele nalevering uit de onverzadigde zone, nalevering uit de verzadigde zone en de vracht aan opgelost metaal. Uit het bodemonderzoek zijn meestal alleen de concentraties in het grondwater

bekend. De nalevering uit de onverzadigde zone kan worden bepaald met uitloogproeven. De nalevering uit de verzadigde zone kan worden gemodelleerd door aan te nemen dat de geadsorbeerde vracht door desorptie weer vrij zal komen of eventueel door uitloogproeven. Meestal zal desorptie van het aquifermateriaal de grootste bijdrage leveren aan de beschikbare vracht. In geval van een sterk verontreinigde toplaag kan deze echter ook een belangrijke bijdrage leveren.

6.4 Natuurlijke vastlegging in de praktijk

In het kader van de ontwikkeling van het BOS zijn negen praktijklocaties beoordeeld. Het doorlopen van de stappen 0-2 resulteert voor 7 van de 9 onderzochte sites in een go voor natuurlijke vastlegging. Twee locaties vallen in stap 0 af op basis van ontoelaatbare verspreidingsrisico's van de nevenverontreiniging met gechloreerde oplosmiddelen (VOC). Op deze sites is gestimuleerde vastlegging wel mogelijk en deze techniek is goed te combineren met gestimuleerde afbraak van VOC. In stap 1 volgt voor alle resterende sites een go op basis van de haalbaarheid van adsorptie-bepaalde vastlegging. Op veel sites zal de pluim eerst nog toenemen. Deze toename leidt meestal niet tot risico's bij bedreigde objecten. De metaalbinding blijkt op alle sites op lange termijn stabiel. Op basis van een eerste afweging van saneringsvarianten is natuurlijke vastlegging op de meeste sites waarschijnlijk de meest kosteneffectieve methode voor sanering van de pluim. Zeker is dat natuurlijke vastlegging op veel locaties gecombineerd moet worden met een bronsanering.

Een vijftal locaties is uitgebreider onderzocht. In de praktijk is de verspreiding vaak een factor 2 groter dan wordt voorspeld met stroombaan-modellering. De belangrijkste oorzaken voor verschillen tussen de praktijk en de modelresultaten zijn:

- De bronsterkte/omvang van de totale mobiele vracht wordt onderschat;
- De verontreinigingssituatie of geohydrologie is te complex voor een stroombaanmodellering.

De betrouwbaarheid van de voorspelling kan worden vergroot door betere schattingen te maken van de beschikbare vracht (zie 6.3).

Op enkele kleinere locaties is krimp of stabiliteit van pluimen waargenomen, maar op locaties met een omvangrijke verontreiniging en een nog actieve bronzone zal de pluim eerst nog groeien. Deze groei kan een bottleneck vormen voor de praktijktoepassing van NV, aangezien er veelal geen stabiele eindsituatie binnen 30 jaar wordt bereikt. Anderzijds zal er op veel locaties ook dan geen sprake zijn van actuele risico's. Gestimuleerde vastlegging kan een alternatief zijn als de verspreiding bij natuurlijke vastlegging onacceptabel is.

Natuurlijke vastlegging wordt al toegepast als saneringsmethode of welwillend beschouwd op vier van de vijf onderzochte locaties. Voor acceptatie door het bevoegd gezag zijn de volgende drie aspecten van groot belang:

- Het toepassen van het ontwikkelde BOS, dat breed gedragen is;
- Verdere onderbouwing op basis van veld- en laboratorium-onderzoek;
- Beperkte en/of beheersbare risico's voor het geval vastlegging niet voldoende werkt.

Praktisch gezien is natuurlijke vastlegging het meest kansrijk voor verontreinigingen met een beperkte omvang of voor pluimen van omvangrijke verontreinigingen, in combinatie met bronmaatregelen. Randvoorwaarde is dat de vastleggingscapaciteit van de bodem zodanig is dat een verdere groei van de pluim beperkt is of dat alternatieven praktisch gezien onhaalbaar zijn.

6.5 Gestimuleerde vastlegging

Stimulatie van de vastlegging is mogelijk door:

1. Vorming van slecht oplosbare precipitaten, zoals sulfiden;
2. Vergroting van de adsorptie-capaciteit van de bodem, bijvoorbeeld door pH-correctie;
3. Een combinatie van 1 en 2.

In de praktijk wordt vooral uitgegaan van de injectie van organische substraten, zoals melasse. Hierdoor wordt de activiteit van sulfaat-reducerende bacteriën gestimuleerd. Sulfaat is vaak al aanwezig of kan

worden toegevoegd. De gevormde metaalsulfiden zijn dermate slecht oplosbaar dat lage concentraties in oplossing haalbaar zijn. Een andere aanpak, die op locaties met een lage pH is toegepast, is de injectie van een neutraliserende stof, zoals natriumbicarbonaat.

De belangrijkste randvoorwaarden bij gestimuleerde vastlegging zijn:

1. De doorlatendheid van de bodem moet voldoende hoog zijn om injectie van substraten mogelijk te maken;
2. De gevormde metaalverbindingen moeten op lange termijn stabiel zijn.

De stabiliteit van de verbindingen kan worden beoordeeld met de vastleggingsindicator uit het BOS zware metalen. Ook moet er voldoende informatie zijn over de macrosamenstelling van het (bovenstroomse) grondwater en eventuele veranderingen in de condities op de locatie.

In theorie kan de stabiliteit van verbindingen als sulfiden ook worden gehandhaafd door periodiek een organisch substraat te doseren, maar dit moet dan 'eeuwig' worden voortgezet.

De belangrijkste voordelen van gestimuleerde vastlegging zijn:

- Sanering is in een relatief kort tijdsbestek mogelijk (veel korter dan natuurlijke vastlegging);
- Uitbreiding van de pluim wordt voorkomen.

Het grootste nadeel ten opzichte van natuurlijke vastlegging wordt gevormd door de hogere kosten. Ook zal het niet op elke locatie mogelijk zijn om de gewenste stabiliteit te bereiken.

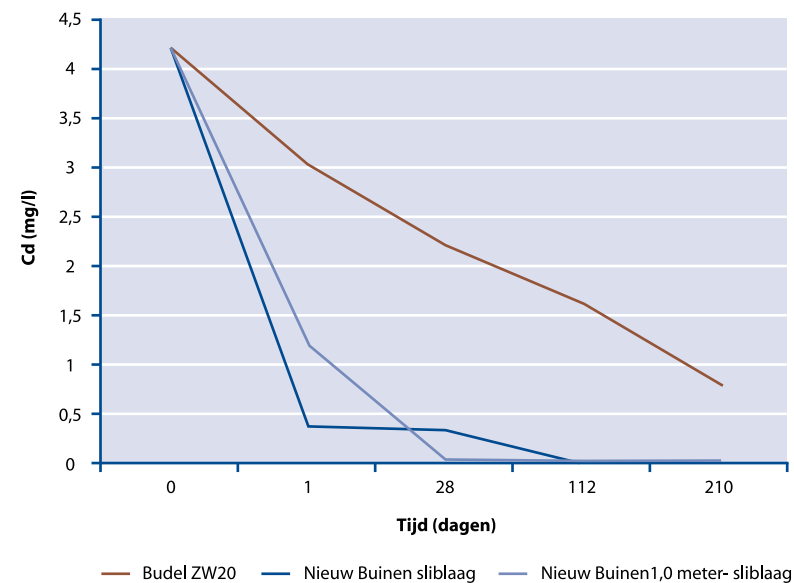
Gestimuleerde vastlegging is te combineren met gestimuleerde afbraak van VOCl. Er is enige praktijkervaring opgedaan met deze aanpak en er zijn diverse pilots uitgevoerd, ondermeer bij de verzinkerij Dieren (SKB-project SV-064; www.skbodem.nl). Op deze locatie was geen zekerheid over de stabiliteit van de sulfiden, omdat het grondwater aëroob is en snel stroomt.

6.6 Laboratoriumonderzoek

Er is veel bekend over de chemie van metalen en over adsorptie-processen. De vastlegging van metalen kan daarom in veel gevallen betrouwbaar worden gemodelleerd. Toch kan laboratoriumonderzoek naar de vastlegging zinvol zijn. Redenen hiervoor zijn:

1. Bevorderen acceptatie door het bevoegd gezag;
2. Kwantificeren van natuurlijke sulfideprecipitatie. Dit proces wordt gelimiteerd door de beschikbaarheid van de natuurlijke organische stof;
3. Onderzoek van gestimuleerde vastlegging: aantonen dat de sulfaatreductie op gang komt; de optimale substraatdosering vaststellen en dergelijke.

Het BOS zware metalen bevat richtlijnen voor de uitvoering van laboratoriumonderzoek en een aantal resultaten. Ter illustratie wordt in figuur 6.2 het verloop getoond van de cadmiumconcentratie bij langdurige zuurstofloze schudproeven, waarbij natuurlijke sulfideprecipitatie kan optreden. Ten slotte is in figuur 6.3 een kolomopstelling afgebeeld, waarin gestimuleerde sulfideprecipitatie wordt onderzocht.



Figuur 6.2 Vastlegging van cadmium tijdens langdurige zuurstofloze schudproeven. Concentratie in de waterfase in mg/l.

NB: Tijdas is niet proportioneel.



Figuur 6.3 Kolomopstelling voor onderzoek van gestimuleerde sulfideprecipitatie. In de zwart gekleurde kolommen 1 en 2 treedt sulfideprecipitatie op als gevolg van dosering van melasse, in de referentiekolom 3 gebeurt dit niet.

7

Monitoring en nazorg

7.1 Inleiding

Als natuurlijke vastlegging door het bevoegd gezag is geaccepteerd als saneringsmethode, dient de verspreiding van de metalen gemonitord te worden. Dit geldt ook als bij gestimuleerde vastlegging de stabiliteit niet is gewaarborgd of als er sprake is van een beheersing. In deze gevallen dient een monitoringsplan te worden opgesteld. De invulling van dit plan is sterk afhankelijk van de situatie in de praktijk. In dit hoofdstuk worden algemene richtlijnen gegeven.

Monitoring wordt uitgevoerd om zowel de verspreiding van de metalen als het proces te volgen. De opzet van monitoring van natuurlijke vastlegging is in beginsel niet anders dan de monitoring van natuurlijke afbraak. Uiteraard zijn er verschillen wat betreft proces, hetgeen betekent dat (deels) andere procesparameters gemeten moeten worden. Door een sterkere retardatie zal de verspreiding van metalen in de regel aanzienlijk langzamer verlopen dan de verspreiding van VOCl. In een zeer arme zandige aquifer of bij een lage pH, kan een metaalverontreiniging echter ook zeer tot matig mobiel zijn (retardatiefactor 1-10, respectievelijk 10-100). Bij het bepalen van de frequentie van monitoring dient dus rekening te worden gehouden met de condities op de locatie.

7.2 Basisopzet van een monitoringsnetwerk

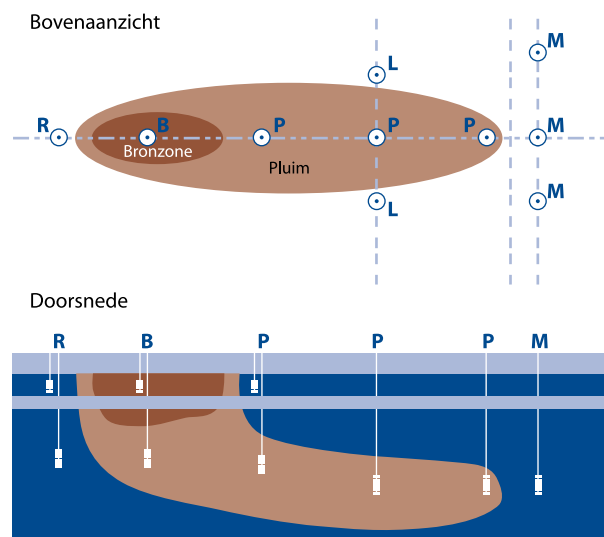
Er zijn twee soorten monitoring, die in de praktijk door elkaar worden gebruikt²:

- Pluimgerichte of verifiërende monitoring in de pluim;
- Omgevingsgerichte of signalerende monitoring buiten de verontreiniging.

² Zie voor nadere informatie Praktijkdocument ROSA: Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken bij mobiele verontreinigingen. SKB-project PP04-102 (www.skbodem.nl)

In figuur 7.1 zijn de pluimgerichte peilbuizen aangegeven met R (referentie), B (bronzone), L (lateraal) of P (pluimzone), en de omgevingsgerichte peilbuizen met M (monitoringslijn).

Pluimgerichte monitoring moet inzicht verschaffen in (1) de ontwikkeling van de pluim ten opzichte van de pluimvoorspellingen en (2) ontoelaatbare afwijkingen. In sommige situaties wordt omgevingsgerichte monitoring toegepast, eventueel als aanvulling op de pluimgerichte monitoring. Als de ruimte tussen de maximale omvang van de pluim en het kwetsbare object klein is, kan de toepassing van alleen pluimgerichte monitoring onvoldoende zijn om de veiligheid te waarborgen.



Figuur 7.1 Basisopzet van een monitoringsnetwerk.

Uitgaande van een duidelijke pluim is een minimale opzet van een monitoringsnetwerk:

- Een referentiepeilbuis (R in figuur 7.1) waarmee de kwaliteit van het instromende grondwater kan worden gemonitord;
- Een peilbuis in de bron (B in figuur 7.1);
- Drie peilbuizen in de pluim (P in figuur 7.1), namelijk in de overgangszone bron/pluim, het midden van de pluim en in het front van de pluim;
- Een peilbuis voor het front van de pluim (middelste M in figuur 7.1).

7.3 Monitoringsparameters en frequentie van monitoring

Er wordt onderscheid gemaakt tussen monitoring van de verspreiding van de zware metalen en monitoring van het proces. De vastlegging van zware metalen wordt primair bepaald door de samenstelling van de bodem (een constante) en de pH. In mindere mate zijn de macro-samenstelling van het grondwater en de redoxpotentiaal van invloed. Het belang van deze laatste parameters verschilt per locatie. Naarmate de macrosamenstelling van het grondwater sterker is verstoord door een verontreinigingspluim (bijvoorbeeld door hoge DOC- of zoutconcentraties) is de invloed groter. Dit geldt ook voor de invloed van de redoxpotentiaal, die bijvoorbeeld sterk kan zijn beïnvloed door de pluim van een stortplaats. De redoxpotentiaal is van groot belang als (gestimuleerde) sulfideprecipitatie een belangrijk mechanisme is voor vastlegging.

In de regel zullen de condities en de macrosamenstelling van het grondwater niet snel veranderen. De procesmonitoring kan daarom met een lagere frequentie worden uitgevoerd dan de monitoring van de verontreiniging. Omdat het al gebruikelijk is om de pH in-situ te meten bij grondwateronderzoek en deze parameter ook zeer belangrijk is, dient de pH wel met dezelfde frequentie te worden gemeten als de verontreiniging. In tabel 7.1 wordt een overzicht gegeven van te monitoren parameters.

Tabel 7.1*Overzicht monitoringsparameters.*

Aspect	Parameters
Verontreiniging	Relevante metalen, ook pH en geleidbaarheid
Basis procesparameters	Ca, Fe-totaal, DOC, (bi-)carbonaat, SO ₄ ¹
Aanvulling bij redoxgevoelige parameters (arseen) of processen	Redoxpotentiaal in situ, zuurstof, nitraat

¹ Afhankelijk locaties is beperking mogelijk (bv. geen Fe bij aërobe condities) of aanvulling gewenst (bv. Cl)

Zoals in de inleiding al is opgemerkt, kunnen metalen meer of minder mobiel zijn. Verder is de grondwatersnelheid uiteraard van invloed. De noodzakelijke frequentie varieert dus per locatie. Naarmate een langere periode is gemonitord, kan de frequentie mogelijk worden teruggebracht.

In tabel 7.2 zijn globale richtlijnen opgenomen voor de frequentie van de monitoring. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen relatief immobiele en mobiele verontreinigingen:

- Relatief immobiel is een retardatiefactor > circa 100 of een zeer lage grondwatersnelheid;
- Relatief mobiel is een retardatiefactor <100 en een grondwatersnelheid van tientallen meters per jaar.

Tabel 7.2*Globale richtlijnen voor frequentie (zie tekst)*

Aspect	Frequentie	
	Relatief immobiele verontreiniging	Relatief mobiele verontreiniging
Verontreiniging	1 x /3 jaar	1 x /jaar
Procesparameters	1 x /6 jaar	1 x /3 jaar

7.4 Toetsing van de monitoringsresultaten

Aangezien meetwaarden sterk kunnen fluctueren, moet toetsing van de verspreiding niet plaatsvinden op afzonderlijke meetwaarden, maar op tijdsreeksen of pluimschetsen. Bij duidelijke afwijkingen wordt aanbevolen om de betreffende peilbuis altijd na circa 6 maanden opnieuw te bemonsteren.

Sterke fluctuaties kunnen ondermeer het gevolg zijn van schommelingen in de grondwaterstand. Altijd moet ook worden nagegaan of de verandering in overeenstemming is met wijzigingen in procescondities en of dit dan geldt voor een klein of een groot deel van de locatie. Als bijvoorbeeld de pH daalt, zijn hogere metaalconcentraties verklaarbaar. De monitoring kan beëindigd worden als is aangetoond dat een stabiele eindsituatie is bereikt (hiervoor moeten in het monitoringsplan criteria zijn opgenomen).

7.5 Nazorg

Ook in het geval van passieve maatregelen, zoals het aanbrengen van een leeflaag, is nazorg vereist. De nazorg komt neer op controle van de voorzieningen en, waar nodig, herstel. Hiervoor zijn algemene richtlijnen, waaraan een provincie nadere invulling kan geven. De eisen die de Provincie Gelderland (Beleidsnota bodemsanering, deel 2, 2003) stelt aan de frequentie van de controle variëren tussen geen actieve controle bij een restverontreiniging <BGW-1 tot een controle met een frequentie van eenmaal per twee jaar bij restverontreiniging >BGW-2 in combinatie met sanering door middel van een verhardingslaag. De voorziening dient bij gebreken hersteld te worden en de controles en herstelwerkzaamheden moeten in een verslag worden vastgelegd en gearchiveerd. Afhankelijk van de situatie kan ook worden geëist om de kwaliteit van het grondwater te monitoren. De saneerder is verantwoordelijk voor deze nazorg, tenzij deze wordt overgedragen. Het bevoegd gezag moet zorg dragen voor registratie en bekendmaking van de restverontreiniging en de gebruiksbeperkingen op de locatie (bijvoorbeeld een verbod op de onttrekking van grondwater).

Aanvullende informatie

Voor het schrijven van dit cahier is gebruik gemaakt van eigen ervaring, literatuur waaronder NOBIS- en SKB-rapporten en internetbronnen. Het onderwerp zware metalen is dermate breed dat het onmogelijk is om alle aspecten uit te diepen. Daarom wordt in dit hoofdstuk een aantal bronnen genoemd waar aanvullende informatie is te vinden.

In Nederland wordt door diverse instituten en universiteiten op hoog niveau onderzoek gedaan naar gedrag en risico's van zware metalen. Navolgend wordt een (niet volledig) overzicht gegeven, waarbij accenten worden genoemd waarin de betreffende instelling uitblinkt. Op de websites van de instellingen is veel informatie te vinden.

Alterra (www.alterra.wur.nl)

Metalen in landbodems, vooral onverzadigde zone, opname door organismen.

ECN (www.ecn.nl)

Uitlooggedrag van grond en bouwstoffen en achterliggende processen.

RIVM (www.rivm.nl)

Basisdocumenten per metaal (state of the art van de kennis), risicobeoordeling.

RIZA (www.rijkswaterstaat.nl/rws/riza, zie ook site biochem)

Metalen in waterbodems en uiterwaarden (onder andere omzettingen, biobeschikbaarheid).

TNO-NITG (www.tno.nl) (gebruik zoekbalk)

Metalen in grondwater en landbodems, ook diepere ondergrond.

WUR (www.soq.wur.nl)

Metalen in landbodems, vooral onverzadigde zone, modelmatige beschrijving van adsorptie-processen.

Informatie over saneringstechnieken, ontwikkelingen daarin en beoordeling van verontreinigingen is ondermeer te vinden op de volgende websites:

www.skbodem.nl

Informatie over lopende en afgesloten SKB- en NOBIS-projecten.

www.bodemrichtlijn.nl

De digitale uitgave van het Handboek bodemsaneringstechnieken bevat ook informatie over zware metalen.

www.epa.gov

US Environmental Protection Agency, informatie over stoffen en saneringstechnieken.

bodem.startpagina.nl

Veel verwijzingen, ook naar sites waar informatie over zware metalen is te vinden.

Colofon**Auteur**

Jaap Steketee

*Tauw bv***Lezersgroep**

Gerrit Boer

BSB Zuid

Ronald Cornelisse

Gemeente Waalwijk

Robert Naaijer

VAR BV, Wilp-Achterhoek

Koen van Rooijen

Provincie Utrecht

Annemarie van de Vusse

*Vusse Milieuvadvis/Universiteit Delft**Vormgeving*

Van Lint Vormgeving, Zierikzee

Druk

Quantes, Rijswijk

Beeldmateriaal

Tauw bv (pag. 12, 25, 49)

www.nice-info.be (pag. 13)

www.pyriet.org (pag. 20)

SKB (pag. 23, 43, 49, 50, 60,
64, 65, 66, 68)Instituut voor het archeologisch
patrimonium (pag. 22)

ECN (pag. 24)

Iwaco/ECN (pag. 26)

Rijkswaterstaat/RIZA (pag. 30, 33)

www.mmk.be (pag. 38)

Van Lint Vormgeving (pag. 8, 17, 18, 31,
32, 36, 39, 45, 46, 54)

Juli 2007