

Demonstratie natuurlijke vastlegging zware metalen

3 april 2006

Demonstratie natuurlijke vastlegging zware metalen

Deelresultaat 1: Evaluatie en modellering monitoringsgegevens

Verantwoording

Titel	Demonstratie natuurlijke vastlegging zware metalen
Opdrachtgever	Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem, Gouda
Projectleider	ir. Jaap Steketeer
Auteur(s)	ir. Jaap Steketeer, ir. Martine van Gool (Tauw), ir. Joris Dijkstra (ECN), dr. ir. Hans Meeuwsen (ECN)
Uitvoering meet- en inspectiewerk	Tauw
Projectnummer	4340720
Aantal pagina's	36 (exclusief bijlagen)
Datum	3 april 2006
Handtekening	

Colofon

Tauw bv
afdeling Milieu & Veiligheid
Handelskade 11
Postbus 133
7400 AC Deventer
Telefoon (0570) 69 99 11
Fax (0570) 69 96 66

Dit document is eigendom van de opdrachtgever en mag door hem worden gebruikt voor het doel waarvoor het is vervaardigd met inachtneming van de rechten die voortvloeien uit de wetgeving op het gebied van het intellectuele eigendom. De auteursrechten van dit document blijven berusten bij Tauw. Kwaliteit en verbetering van product en proces hebben bij Tauw hoge prioriteit. Tauw hanteert daartoe een managementsysteem dat is gecertificeerd dan wel geaccrediteerd volgens:

- NEN-EN-ISO 9001;
- VCA**-certificering voor veilig werken bij meet- en inspectieactiviteiten en bodemsaneringen, ook in risicogebieden railinfra;
- Er zijn analyses uitgevoerd door het NEN-EN-ISO 17025 geaccrediteerde milieulaboratorium van AL-West.

Inhoud

Verantwoording en colofon	5
1 Inleiding	9
1.1 Probleemstelling	9
1.2 Doelstelling	10
1.3 Natuurlijke vastlegging	10
1.4 Toepasbaarheid techniek	12
1.5 Consortium	12
1.6 Fasering	12
2 Werkwijze	15
2.1 Evaluatie locatiegegevens en modellering verspreiding	15
2.1.1 Locaties	15
2.1.2 Modellering	17
2.2 Ontwikkeling van aanvullende instrumenten om natuurlijke vastlegging te voorspellen	18
2.3 Vergroten draagvlak en kritische evaluatie	19
2.4 Kennisoverdracht	20
2.5 Taakverdeling in de uitvoering van activiteiten	20
3 Resultaten	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Evaluatie locaties	23
3.2.1 Conditie grondwater	23
3.2.2 Verontreiniging grondwater	24
3.2.3 Bodemsamenstelling	25
3.2.4 Geohydrologie	26
3.2.5 Discussie	26
3.3 Modellering	27
3.3.1 Bespreking per locatie	27
3.3.2 Evaluatie modellering	29
4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	31
4.1 Evaluatie vastleggingsindicator	31
4.2 Uitbreiding van het BOS	31
4.3 Demonstratie van natuurlijke vastlegging	33

5	Referenties	35
----------	--------------------------	-----------

Bijlage(n)

1. Gegevens en resultaten modellering locatie Mook
2. Gegevens en resultaten modellering locatie Strijperdijk
3. Gegevens en resultaten modellering locatie Budel Dorplein
4. Gegevens en resultaten modellering locatie Nieuw Buinen
5. Gegevens en resultaten modellering locatie Ullerberg

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Zware metalen vormen de meest algemeen voorkomende verontreiniging in het Nederlandse grondwater. Naar schatting is het grondwater in een bodemvolume van meer dan 1 miljard m³ verontreinigd tot concentraties die in elk geval T-waarden overschrijden maar vaak ook de interventiewaarden. De oorzaken zijn divers:

- Verzuring: dit resulteert in mobilisatie van metalen die van nature aanwezig zijn. Dit speelt met name in natuurgebieden op zandgrond een belangrijke rol: 38 % van de onderzochte monsters van het bovenste grondwater in natuurgebieden op zand bevatten cadmiumconcentraties die de interventiewaarde overschrijden (Römkens, 1998)
- Vermesting: door ionenwisseling en pyrietoxidatie kan ondermeer de nikkelconcentratie de interventiewaarde overschrijden. Afhankelijk van de regio wordt in 10 tot 60 % van de grondwatermonsters de streefwaarde voor een of meer metalen overschreden (Bonten en andere, 2003)
- Diffuse verspreiding industriële emissies: door emissies van de zinkindustrieën in België en Nederland is in de Kempen een gebied van honderden vierkante kilometers diffuus belast met cadmium en zink. Uitspoeling van deze metalen leidt tot belasting van het bovenste deel van de grondwatersystemen in de Kempen
- Storten van afvalstoffen, onjuist gebruik van secundaire grondstoffen: door uitloging van afvalstoffen en materialen als zinkassen is het grondwater op honderden locaties verontreinigd
- Industriële lozingen, calamiteiten. Door lozingen van afvalwater of beitsbaden en door calamiteiten zijn in het verleden op tientallen industriële locaties (omvangrijke) grondwaterverontreinigingen ontstaan

Gezien de enorme omvang van de verontreiniging is het opmerkelijk dat zowel in Nobis- als SKB-kader weinig aandacht is besteed aan zware metalen. Eén van de oorzaken is wellicht dat er vaak geen directe humane risico's aanwezig zijn, gezien de ligging van de verontreinigde gebieden. Indirect veroorzaken metaalverontreinigingen echter wel veel problemen. Zo ontstaat er in waterlopen op grote schaal verontreinigd slib, dat tegen hoge kosten moet worden verwijderd. De waterkwaliteit voldoet in grote delen van Nederland niet aan de MTR-kwaliteit voor zware metalen, hetgeen voor een groot deel een gevolg is van uitspoeling van metalen uit de bodem. Enkele recente studies wijzen per metaal op een aandeel van 10 tot 60 % in de totale belasting van het oppervlaktewater (Römkens en anderen, 2003).

Voor de zeer omvangrijke grondwaterverontreinigingen is natuurlijke vastlegging eigenlijk de enige reële optie omdat sanering door onttrekking of in situ precipitatie kostentechnisch onhaalbaar is. Voor minder omvangrijke verontreinigingen, zoals industriële locaties of stortplaatsen, is natuurlijke vastlegging een alternatief dat moet worden afgewogen tegen andere mogelijkheden. In SKB-kader is hiervoor het Beslissings Ondersteunend Systeem (BOS) vastlegging zware metalen ontwikkeld (SV 615). Ondertussen is dit systeem al een aantal keren toegepast bij het opstellen van saneringsplannen. Voor enkele locaties is natuurlijke vastlegging door het bevoegd gezag geaccepteerd als (deel)oplossing of wordt dit als een serieuze optie overwogen. Anderzijds is er soms huiver of onbegrip voor de toepassing van natuurlijke vastlegging aangezien verontreinigingen in de bodem achterblijven.

Naast demonstratie en verificatie van de techniek willen we de mogelijkheden van het SKB-programma aangrijpen om het BOS zware metalen uit te breiden met een deel van de nog ontbrekende stappen. Dit was reeds voorzien in het oorspronkelijke voorstel maar is niet gerealiseerd door het aflopen van het eerste SKB-programma. Hierbij gaat het om een verificatie van de voorspelling van de reeds ontwikkelde 'vastleggingsindicator' en het opstellen van richtlijnen voor de monitoring.

1.2 Doelstelling

Doelstellingen van de demonstratie zijn:

1. De bekendheid met en de acceptatie van natuurlijke vastlegging van zware metalen vergroten, waaronder vergroting van het draagvlak bij het bevoegd gezag
2. Praktijkverificatie en zonodig bijstelling van de protocollen en gereedschappen zoals beschreven in het BOS zware metalen (SKB-project SV-615)
3. Ontwikkelen van methoden om de voorspelling van de vastlegging van metalen te verbeteren en hierbij praktijkrelevante aspecten als heterogeniteit, voorkeursstroming, kinetiek verdisconteren
4. Opstellen van richtlijnen voor de monitoring van de vastlegging: welke parameters moeten met welke frequentie waar worden gemeten?
5. Verwerken ervaringen, nieuwe methoden en monitoringsrichtlijnen in een nieuwe versie van het BOS
6. Het overdragen van de verworven kennis en ervaring

1.3 Natuurlijke vastlegging

Natuurlijke vastlegging van zware metalen is gebaseerd op de eigenschap dat een bodem zware metalen door natuurlijke processen kan binden en daarmee vastleggen. De sterkte van de binding is variabel en loopt uiteen van zwakke, volledig reversibele bindingsvormen tot sterke, volledig irreversibele bindingsvormen.

Welke bindingsvormen ontstaan hangt af van de samenstelling van de bodem en het grondwater en van de condities in de bodem, vooral de pH en de redoxpotentiaal. De bindingsvormen van verontreinigingen zijn in beginsel niet anders dan de bindingsvormen van metalen die van nature aanwezig zijn.

De bindingscapaciteit is evenals de bindingsvorm afhankelijk van de samenstelling van de bodem en het grondwater, de pH en de redoxpotentiaal. Bij concentraties die normaliter in pluimen van verontreinigingen voorkomen, is de toename van het metaalgehalte in de vaste fase 1-10 mg/kg ds. Hierdoor zullen streefwaarden in de (vaste) bodem normaliter niet overschreden worden. Een belangrijk principe hierbij is dat de risico's van de metalen niet zijn gecorreleerd met het totaalgehalte maar met de speciatie, de chemische vorm, en de daaraan gekoppelde beschikbaarheid voor uitloging en opname.

Natuurlijke vastlegging is een geschikte techniek voor de sanering van pluimen maar niet voor de aanpak van bronnen. Evenals natuurlijke afbraak is natuurlijke vastlegging eerder een concept dan een techniek. Voor zowel de beoordeling van de haalbaarheid als het verloop van de sanering is het essentieel om een goed beeld te hebben van de mogelijke vastleggingsprocessen. Deze processen worden bepaald door eigenschappen en condities in de bodem. Monitoring van de juiste procesparameters en een juiste interpretatie van de gegevens zijn dus van cruciaal belang. Hiermee kan ook het draagvlak voor natuurlijke vastlegging bij de eindgebruikers verder worden vergroot.

Enkele belangrijke uitgangspunten bij de beoordeling van natuurlijke vastlegging, die ook zijn gehanteerd bij de ontwikkeling van het al beschikbare BOS zijn:

1. De beoordeling van de kansrijkheid van natuurlijke of gestimuleerde vastlegging verloopt in aantal stappen, van indicatief naar volledig, om te voorkomen dat onnodig onderzoek wordt uitgevoerd op locaties waar natuurlijke vastlegging geen perspectief heeft
2. Eenvoudige instrumenten als de vastleggingsindicator zijn gebaseerd op state of the art geochemische modellen met gepubliceerde intrinsieke (algemeen geldige) thermodynamische parameters voor bindingsreacties aan de belangrijkste reactieve oppervlakken (organische stof, kleimineralen en metaal(hydr)oxiden). De enige beperking is dat met gemiddelde waarden van de grond(water)samenstelling is gerekend. De vastleggingsindicator kan echter, indien nodig, met behulp van de genoemde geochemische modellen worden aangepast voor afwijkende grond(water)samenstellingen

1.4 Toepasbaarheid techniek

Zoals beschreven in 1.1 komen verhoogde concentraties aan zware metalen in het grondwater op grote schaal voor. Natuurlijke vastlegging is een geschikte aanpak voor diffuse verontreinigingen en pluimen. Het is een zeer kosteneffectieve methode en voor omvangrijke, diffuse verontreinigingen het enige praktisch haalbare alternatief. Qua risicoreductie kan de techniek vergelijkbare resultaten scoren als alternatieven, omdat verspreidings- en daarmee blootstellingsrisico's worden weggenomen. Er zijn aan de sanering zelf geen blootstellings-risico's verbonden omdat het proces in situ plaatsvindt. Qua milieueffecten scoort de techniek positief aangezien geen grondwater wordt onttrokken en geloosd, geen reststoffen als zuiverings-slib vrijkomen en geen energie of primaire grondstoffen worden verbruikt.

Omdat de evaluatie van het natuurlijke vastleggingspotentieel middels de vastleggingsindicator is gebaseerd op algemeen geldende (ad)sorptie en (co)precipitatie processen, is de aanpak in principe goed vertaalbaar naar andere locaties. De mate waarin deze vastleggingsprocessen optreden is locatie-specifiek, en om die reden wordt het BOS uitgebreid met onderzoeksmethoden om de vastlegging beter en meer locatie-specifiek te voorspellen.

Onderhavig project heeft raakvlakken met het project PT04.105 "In-situ verwijdering van zware metalen uit grondwater middels ISMP in combinatie met de afbraak van gechloreerde koolwaterstoffen". De vastleggingsindicator kan worden gebruikt om de stabiliteitscondities vooraf te definiëren en de resultaten van de monitoring kunnen worden gebruikt ter verificatie van de voorspelling.

1.5 Consortium

Het consortium van dit project bestaat uit Tauw bv (pervoerder), ECN, Provincie Drenthe, Actief Bodembeheer de Kempen, NedCoat Mook, REVU en Zinifex Budel Zink.

1.6 Fasering

Het project bestaat uit de volgende onderdelen:

1. Evaluatie van bestaande monitoringsgegevens, modellering van de verspreiding en vergelijking met de beoordeling door de vastleggingsindicator
2. Aanvullend laboratoriumonderzoek, gericht op het ontwikkelen van tools om de vastlegging (beter) te voorspellen, vergelijking met vastleggingsindicator
3. Vergroten van het draagvlak bij het bevoegd gezag en kritische evaluatie
4. Uitbreiding van het bestaande BOS en eindrapportage
5. Kennisoverdracht

De onderdelen één, twee en vier volgen elkaar op in de tijd. De onderdelen drie en vijf spelen gedurende het gehele project een rol, hoewel dit op sommige momenten meer expliciet zal zijn. De inhoud van de onderdelen wordt in hoofdstuk 2 nader omschreven.

Qua resultaten heeft dit rapport alleen betrekking op onderdeel één. In hoofdstuk 2 wordt wel de opzet van de andere onderdelen beschreven. Het is echter mogelijk dat daarin, afhankelijk van de resultaten van de verschillende onderdelen, nog wijzigingen optreden.

Kenmerk R001-4340720JJS-cjk-V01-NL

2 Werkwijze

2.1 Evaluatie locatiegegevens en modellering verspreiding

2.1.1 Locaties

Voor een brede beoordeling van de bruikbaarheid en betrouwbaarheid van het huidige BOS is het noodzakelijk om een aantal sterk verschillende verontreinigde locaties te onderzoeken. Er moeten verschillen zijn qua type verontreiniging, pH en redoxcondities en bodemeigenschappen.

Voor de evaluatie zijn vijf locaties geselecteerd. De belangrijkste kenmerken van de locaties zijn samengevat in tabel 2.1. Uit de tabel blijken aanzienlijke verschillen tussen de locaties qua type verontreiniging, bodemopbouw en omvang en diepte van de verontreiniging.

Tabel 2.1 Kenmerken te beoordelen locaties

Locatie	Metalen	Oorzaak verontreiniging	Bron nog aanwezig	Omvang (m ³ bodem)	Bodemopbouw (1)	Plaats verontreiniging
Nieuw-Buinen	Cd, Ba, (Ni)	Uitloging afval	Ja	35.000	5 m zand, veenresten	Ondiep (2)
Ullerberg	Ba, Ni, As	Uitloging afval	Nu afgedicht	5.600.000	Ca. 40 m zand, kleilaag (4)	Diep (3)
Kempen/Strijperdijk	Zn	Uitloging zinkassen, Diffuse verontrein.	Ja	Circa 15.000	Stortlaag (2 m), zand	Ondiep
Dorplein	Zn, Cd	Uitloging afval	Deels	6.000.000	8 m lemig zand, 12 m zand, 4 m klei (4), 76 m zand	Diep
Mook	Zn, Ni	Lozing	Lozing gestopt	1.500.000	60 m zand, lokaal grindlagen en kleilagen	diep

(1) Van maaiveld naar beneden, alleen verontreinigde lagen zijn genoemd

(2) Ondiep: verontreiniging overwegend < 5 m –mv

(3) Diep: verontreiniging overwegend > 5 m –mv

(4) Scheidende laag is niet overal aanwezig

De te onderzoeken locaties hebben in totaal een verontreinigd bodemvolume van circa 14 miljoen m³. Voor de Kempen geldt dat in overleg met Actief Bodembeheer de Kempen een locatie is geselecteerd waar zinkassen zijn gestort. Het totale bodemvolume dat als gevolg van de toepassing van zinkassen is verontreinigd, is nog veel groter dan het volume op de geselecteerde locatie.

Op de locaties zijn de volgende saneringen gaande of gepland:

Mook: bronsanering door onttrekking van grondwater, pluimsanering door natuurlijke vastlegging (gepland, momenteel is saneringsonderzoek in uitvoering; monitoring loopt al aantal jaren).

Budel: sanering/beheersing door GBS, onttrekking circa 2*10⁶ m³ grondwater per jaar.

Overwogen wordt of de onttrekking in het diepere pakket kan worden vervangen door natuurlijke vastlegging. Verontreiniging wordt al tientallen jaren gemonitord.

Ullerberg: pluimsanering door natuurlijke vastlegging. Monitoring loopt al 10 jaar.

Nieuw-Buinen: bronsanering door gestimuleerde precipitatie (pilot in voorbereiding, uitvoering start wellicht in 2006), pluimsanering door natuurlijke vastlegging (monitoring loopt)

Kempen: bronsanering door verwijdering zinkassen (gepland), pluimsanering door natuurlijke vastlegging. De stadia van de sanering worden samengevat in tabel 2.2.

Tabel 2.2 Overzicht saneringsmaatregelen en stadium sanering per locatie

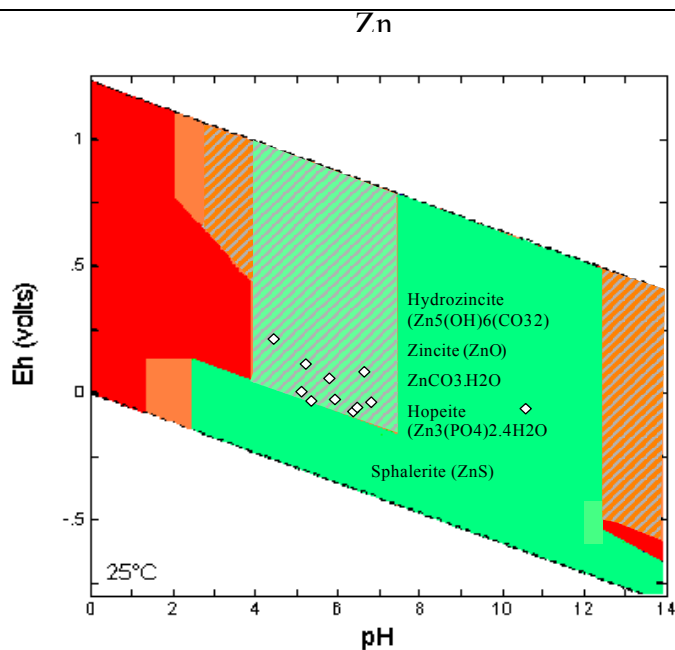
Locatie	Beoordeling BOS Zware metalen	Saneringsplan	(beoogde)	(beoogde)	Monitoring
			saneringsmethode bron	saneringsmethode pluim	
Mook	uitgevoerd	In uitvoering	Verwijderen door oppompen	Nat. vastlegging	In uitvoering
Ullerberg	Uitgevoerd	Gereed	Stort afdekken	Nat. Vastlegging	In uitvoering
Dorplein	Uitgevoerd	Gereed	Zinkassen verwijderen	Hydr. Beheersing	In uitvoering
Nieuw-Buinen	Uitgevoerd	In uitvoering	Afdekken en in situ precipitatie	Nat. Vastlegging	In uitvoering
Kempen	Nog uitvoeren	Onderzoek gaande	Zinkassen verwijderen	Nat. Vastlegging?	Beperkte gegevens

In het kader van dit project zijn alle beschikbare gegevens betreffende de bodemopbouw, geohydrologie, bodemsamenstelling en grondwaterkwaliteit geresumeerd.

2.1.2 Modellingering

Nagegaan is of de huidige verspreiding verklaard kan worden door het uitvoeren van stroombaananalyses (eendimensionaal transport) met een geochemisch/-transportmodel.

Tevens wordt de toekomstige verspreiding op deze wijze voorspeld. Hierdoor kan de werking van natuurlijke vastlegging in de praktijk worden onderbouwd. Het model bootst zoveel mogelijk de situatie op de betreffende locatie na. Qua chemie is gebruik gemaakt van de beschikbare gegevens van de locatie en verder zijn dezelfde chemische modellen gebruikt als bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator. Dit is grotendeels hetzelfde als de modelopzet van Dijkstra et al (2004) voor de binding van metalen aan reactieve oppervlakken. Het model is opgezet in Orchestra (Meeussen, 2003). De resultaten van de modellering zijn vergeleken met de voorspelling van de vastleggingsindicator. De vastleggingsindicator van het BOS bestaat uit een pH-redox diagram, waarin de stabiliteitsgebieden van mineralen zijn weergegeven (zie figuur 2.1) en een spreadsheet waarmee de adsorptie-capaciteit van de bodem bij een gegeven samenstelling en pH berekend kan worden.



Figuur 2.1 Voorbeeld vastleggingsindicator voor locatie met zinkverontreiniging (Budel Dorplein)

Behalve de geochemie van de vastlegging spelen ook de geohydrologie en de mate van heterogeniteit van de bodem een belangrijke rol. Er kan bijvoorbeeld sprake zijn van voorkeursstroming door goed doorlatende lagen, waardoor de verontreiniging zich op sommige plaatsen verder zal verspreiden, op andere juist minder ver dan gemiddeld voor de locatie is voorspeld. Een zelfde effect treedt op als de bindingscapaciteit van de bodem aanzienlijk varieert. Dergelijke aspecten kunnen worden meegenomen in modellen die gelijktijdig meerdimensionale stroming van water en geochemische reacties kunnen voorspellen.

2.2 Ontwikkeling van aanvullende instrumenten om natuurlijke vastlegging te voorspellen

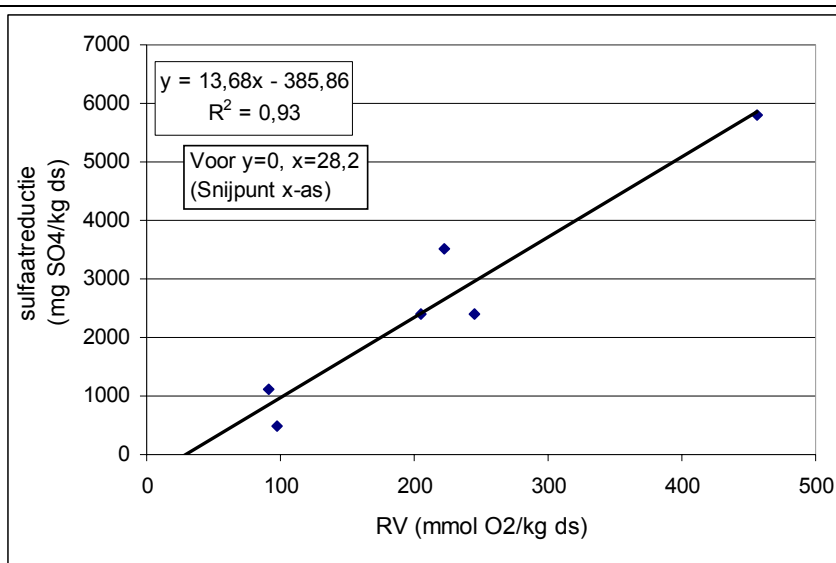
Het is de vraag of de toekomstige vastlegging van metalen uitsluitend met modelberekeningen voldoende betrouwbaar kan worden voorspeld. Deze vraag is opportuun als de kinetiek van reacties beperkend is. Dit speelt bij omzettingen, waarbij (een deel van) de reactanten door de vaste fase van de bodem geleverd worden. De beschikbaarheid van deze fractie is vaak niet bekend. Alternatieven zijn dan om het gehele proces te simuleren in het laboratorium of nader onderzoek te doen naar bijvoorbeeld de reactiviteit van organische stof.

Een eenvoudige simulatie is het uitvoeren van een schudproef met grond en grondwater van de locatie, zonodig onder zuurstofloze omstandigheden. Voor een aantal locaties is dergelijk onderzoek reeds uitgevoerd. Deze resultaten worden geëvalueerd. Momenteel is al duidelijk dat een schudproef weliswaar eenvoudig uitvoerbaar is, maar dat de sterke menging tot aanzienlijke afwijkingen kan leiden van de in situ condities. Daarom wordt aanvullend onderzoek uitgevoerd met kolomproeven (waar nodig onder zuurstofloze condities). De resultaten van de berekeningen met de vastleggingsindicator, schudproeven, kolomproeven en praktijkgegevens (zie punt 2.1) worden met elkaar vergeleken. Idealiter kan de vastleggingsindicator als eenvoudig instrument worden gehandhaafd, met de kanttekening dat een nader te bepalen onzekerheidsmarge op de berekende waarde moet worden toegepast.

Voor diepere bodemlagen kan natuurlijke sulfideprecipitatie een wezenlijke bijdrage leveren aan de vastlegging van zware metalen. In het kader van het SKB-project in-situ sulfaatreductie in werken met gerijpte baggerspecie (SV 404) is aangetoond dat er een zeer goede correlatie bestaat tussen het reducerend vermogen van monsters gerijpte baggerspecie (bepaald door titratie met cerium(IV)sulfaat) en de sulfaatreductie, zie figuur 2.2. We willen door middel van laboratoriumonderzoek verifiëren of deze correlatie ook geldt voor grond van de verschillende onderzoekslocaties. Denkbaar is dat de correlatie per (groep van) locatie(s) verschillend is. De sulfaatreductie is namelijk afhankelijk van de mate waarin de organische stof in de bodem beschikbaar is voor sulfaatreducerende bacteriën. Deze beschikbaarheid is ondermeer afhankelijk van de herkomst en de ouderdom van de organische stof. Theoretisch is hier geen betrouwbare voorspelling voor te geven.

De sulfaatreductie wordt gemeten door langdurige (tot 32 weken) zuurstofloze schudproeven uit te voeren met grond en grondwater van de locaties. Als eenmaal een betrouwbare correlatie is vastgesteld kan volstaan worden met de relatief eenvoudige bepaling van het reducerend vermogen in grondmonsters.

De hierboven beschreven activiteiten worden voor meerdere locaties uitgevoerd.



Figuur 2.2 Correlatie tussen gemeten sulfaatreductie en reducerend vermogen van 6 monsters gerijpte baggerspecie. Bron: SKB eindrapport SV-404

2.3 Vergroten draagvlak en kritische evaluatie

Vergroting van het draagvlak bij het bevoegd gezag wordt nagestreefd door het formeren van een klankbordgroep met daarin vertegenwoordigers van de Provincies Drenthe, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg en de branchevereniging FME-CWM. De klankbordgroep zal samen met het consortium vergaderen en input leveren betreffende de inpasbaarheid van de voorgestelde aanpak in het huidige beleid.

De heer R. Comans (ECN) is benoemd tot deeltijdhoogleraar milieugeochemie in Wageningen, waardoor inbreng van geochemische expertise en de academische inbedding zijn gewaarborgd. Naast de inbreng van dhr. Comans zelf zal de gehanteerde aanpak ter beoordeling worden voorgelegd aan prof. Van Riemsdijk (WUR). In de vakgroep van prof. Van Riemsdijk is zeer veel aandacht voor de binding van metalen aan reactieve oppervlakken.

2.4 Kennisoverdracht

Kennisoverdracht vindt plaats door het maken van een samenvatting bij de start van het project, publicatie van tussenrapportages, een factsheet, een digitaal eindrapport, het verzorgen van een presentatie op het SKB symposium in 2006 en het verzorgen van een on-site dag. Dit laatste zal samen met het project PT04.105 worden uitgevoerd. Verder zal een publicatie in een vaktijdschrift als Bodem worden verzorgd. Ten slotte is gevraagd om materiaal voor het geven van een cursus voor te bereiden. Hoewel de resultaten van onderhavig project daarin nog niet zijn verwerkt, is reeds een PAO cursus "Natuurlijke en gestimuleerde vastlegging van zware metalen" gehouden (PAO, 2005). De resultaten van de verificatie, aanvullende beoordelingsinstrumenten en aanwijzingen voor de monitoring worden toegevoegd aan het bestaande BOS, waarvan een nieuwe versie wordt uitgebracht.

2.5 Taakverdeling in de uitvoering van activiteiten

Algemeen

Tauw draagt als penvoerder de eindverantwoordelijkheid voor het project.

Evaluatie en modellering

De eindgebruikers stellen gegevens van reeds uitgevoerde onderzoeken en monitoring ter beschikking. Tevens wordt de mogelijkheid gegeven om aanvullend onderzoek naar de geochemische condities in de ondergrond en de vastleggingscapaciteit uit te voeren. De beschikbare meetgegevens worden geresumeerd door Tauw. Modellering van monitoringsgegevens met een geochemisch/transport model en de vergelijking van de praktijkgegevens met de voorspelling van de vastleggings-indicator worden hoofdzakelijk door ECN uitgevoerd.

Ontwikkeling van aanvullende instrumenten ter voorspelling van de vastlegging

Laboratoriumonderzoek en rapportage worden hoofdzakelijk door Tauw uitgevoerd. ECN beoordeelt de opzet van het laboratoriumonderzoek en de rapportages in haar rol als expert.

Vergroten draagvlak en evaluatie

De input voor het vergroten van het draagvlak wordt geleverd door vertegenwoordigers van de Provincies en wordt verwerkt door Tauw. Wetenschappelijke evaluatie vindt plaats door ECN, aangevuld door prof. Van Riemsdijk van WUR. Het volledige consortium beoordeelt de vertaling van onderzoeksgegevens naar protocollen in het BOS. Voor de klankbordgroep ligt het accent op een beleidsmatige beoordeling van de resultaten en te formuleren protocollen.

Kennisoverdracht

Kennisoverdrachtactiviteiten zoals publicaties en lezingen zullen veelal gezamenlijk door ECN en Tauw worden uitgevoerd, Tauw heeft hierin de eindverantwoordelijkheid.

Kenmerk R001-4340720JJS-cjk-V01-NL

3 Resultaten

3.1 Inleiding

De volledige resultaten zijn opgenomen in bijlage 1-5 waarin respectievelijk de locaties Mook, Strijperdijk, Budel-Dorplein, Nieuw Buinen en Ullerberg worden besproken. De locaties Nieuw Buinen, Budel-Dorplein en Mook zijn eerder geëvalueerd in het kader van de ontwikkeling van het BOS (Tauw, 2002; Tauw/ECN, 2003). In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de belangrijkste resultaten. Dit zijn, wat betreft de evaluatie, een overzicht van de condities, concentratieniveau's, bodemsamenstelling en geohydrologie op de locaties. Betreffende de modellering wordt ingegaan op de overeenkomsten en verschillen tussen de uitkomsten van de modelberekening en de praktijkwaarnemingen en tussen de resultaten van de vastleggingsindicator en de modelberekening.

3.2 Evaluatie locaties

3.2.1 Condities grondwater

In tabel 3.1 zijn de condities in het grondwater samengevat. Dit zijn waarden die representatief zijn voor het grootste deel van de locatie, uiteraard treden er variaties op.

Tabel 3.1 Overzicht condities grondwater op de locaties

Locatie	pH		Eh (mV)		DOC (mg/l)		Ca (mg/l)		Sulfaat (mg/l)	
	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim
Mook	2,6-3	6-7	740	120-400	2	1	300	100	20	20
Strijperdijk	6,5	4,5	0	300	15	-	-	-	25	-
Dorplein	4,5-5	6-7	100-200	-70 - +100	1	3	350	110	1500	500
Nw. Buinen	6	6-7	70	100 (1)	78	26 (2)	200	200 (2)	20	30
Ullerberg	-	7	-	150	-	20-50	-	100-200	-	2-50

(1) Direct onder het stortmateriaal bevindt zich een sulfaatreducerende sli blaag met een relatief hoge pH (circa 8)

(2) Concentratie op geringe diepte onder de slootbodem, op grotere diepte zijn de concentraties wellicht lager

Voor de pH geldt dat deze meestal licht zuur is. In de bron komen soms lagere waarden voor, dit geldt vooral voor de locatie Mook. Normaliter is de pH in de pluim hoger dan in de bron, alleen voor de locatie Strijperdijk geldt het omgekeerde. Dit betekent dat het zuur in de pluim een andere herkomst heeft dan de bron.

De redoxpotentiaal is meestal kenmerkend voor ijzerreducerende condities. Voor de bron en het bovenste deel van de pluim van de locatie Mook en de locatie Strijperdijk geldt dat de condities (sub)oxisch zijn. In de pluim van de locaties Mook en in sterkere mate van Budel-Dorplein is het optreden van sulfaatreductie niet uitgesloten. Dit geldt mogelijk ook voor Ullerberg, direct onder de stortplaats (gegevens ontbreken). Verder zijn sulfaatreducerende condities geconstateerd in de sliblaag onder het stortmateriaal van Nieuw Buinen (voormalige slootbodem).

De concentraties van DOC zijn op de meeste locaties laag, alleen in Nieuw Buinen (veengebied) en Ullerberg (stortplaats) zijn de concentraties verhoogd en kunnen ze de oplosbaarheid van metalen beïnvloeden.

De concentraties van zouten zijn in het algemeen niet sterk verhoogd en zullen geen grote invloed hebben op het transport van metalen. Alleen op de locatie Dorplein zijn de sulfaatconcentraties relatief hoog. Kationen als calcium, ijzer en ook zware metalen onderling kunnen door competitie de adsorptie beïnvloeden. In hoeverre dit een belangrijke rol speelt, is mede afhankelijk van de samenstelling van de vaste fase.

3.2.2 Verontreiniging grondwater

In tabel 3.2 zijn de concentraties aan verontreinigingen in het grondwater samengevat. Dit zijn waarden die een beeld geven van het concentratie-niveau, de concentraties kunnen sterk variëren.

Tabel 3.2 Overzicht recent gemeten concentraties aan verontreinigingen in het grondwater op de locaties

Locatie	Zink (mg/l)		Nikkel (µg/l)		Barium (mg/l)		Cadmium (µg/l)		Arseen (µg/l)	
	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim	Bron	pluim
Mook	200- 2000	10-20	-	-	-	-	-	-	-	-
Strijperdijk	20	1-2	-	-	-	-	-	-	-	-
Dorplein	100-500	1-30	-	-	-	-	100- 7000	1-10	-	-
Nw. Buinen	-	-	200	50-100	0,5-1,5	0,3-1,5	1-10	0,2	-	-
Ullerberg	-	-	500	50-150	(0,8)	1-2	-	-	100	10-40

Tabel 3.2 laat zien dat er voor zink en in mindere mate voor cadmium zeer grote concentratie-gradiënten optreden tussen bronnen en pluimen. In deze situaties is sprake van meer of minder sterk verlaagde pH-waarden in de bron (Mook, Dorplein). Als de condities in de bron en pluim overeenkomen, zijn er volgens verwachting ook minder verschillen in concentraties.

Het is niet uitgesloten dat een deel van de verontreiniging niet afkomstig is uit de bron, maar vrijkomt uit de bodemmatrix. Door veranderingen in pH of redoxpotentiaal en verhoogde gehalten aan zouten of DOC kunnen metalen die van nature aanwezig zijn in de bodem, gemobiliseerd worden. In de praktijk worden regelmatig verhoogde concentraties aan bijvoorbeeld nikkel, arseen en zink aangetroffen die te beschouwen zijn als een 'secundaire' verontreiniging. Voor de onderhavige locaties geldt dat op de locaties Nieuw Buinen en Ullerberg het aangetroffen nikkel, arseen en mogelijk barium gedeeltelijk uit de bodemmatrix afkomstig kunnen zijn.

3.2.3 Bodemsamenstelling

De bodemsamenstelling bepaalt, samen met de condities in het grondwater, de adsorptie-capaciteit. De gegevens betreffende de gehalten aan lutum, organische stof en ijzer-/aluminiumoxiden zijn samengevat in tabel 3.3. Dit betreft de samenstelling in de pluim. Van de meeste locaties zijn slechts in beperkte mate gegevens beschikbaar, voor Strijperdijk is een schatting gemaakt omdat geen analyses beschikbaar waren.

Tabel 3.3 Bodemsamenstelling in de pluim, in % van droge stof. Globale range, tussen haakjes de meest voorkomende waarde

Locatie	Lutum	Organische stof	Fe-/Al-oxiden
Mook	<1-8 (1)	<0,1-0,8 (0,1)	0,1-1 (0,1)
Strijperdijk	1 #	0,1 #	0,2 #
Dorplein	<1-1,6 (1)	<1-2 (<1)	0,2-1,6 (0,55) *
Nw. Buinen	2	0,1-0,3 (0,2)	0,54
Ullerberg	<1	<1	1,4-2,1 (1,7) *

Schatting, geen gegevens bekend

* Gebaseerd op gehalten na koningswaterontsluiting, overige waarden gebaseerd op oxalaatextractie

De bodemsamenstelling is op alle locaties overwegend zandig, vaak zijn wel laagjes met een afwijkende samenstelling aanwezig (klei, leem, veen, sliblaag van voormalige waterbodem). De gemiddelde samenstelling van de bodems verschilt niet sterk, de gehalten aan oxiden vertonen nog de meeste spreiding. Het ligt voor de hand dat omvangrijke metaalverontreinigingen ontstaan op locaties met een zandige ondergrond.

Een kleiige of venige bodem heeft een veel grotere bindingscapaciteit, terwijl ook de grondwatersnelheid meestal veel lager is. Bij de ontwikkeling van het BOS zijn wel twee locaties meegenomen met een meer kleiige bodem, deze waren beide beperkt van omvang terwijl op één locatie de pluim door natuurlijke processen al was afgenomen (Tauw, 2002).

3.2.4 Geohydrologie

In tabel 3.4 zijn enkele parameters vermeld die kenmerkend zijn voor de geohydrologie of anderszins van belang zijn voor de (potentiële) verspreiding: de grondwatersnelheid, de vorm van de bron en het al dan niet aanwezig zijn van meerdere bronnen.

Tabel 3.4 Grondwatersnelheid, vorm en aantal verontreinigingsbronnen

Locatie	Grondwatersnelheid (m/j)	Vorm bron	Aantal bronnen
Mook	15-30	Vlak (vijver, gebouw)	2, liggen globaal op 1 stroombaan
Strijperdijk	onbekend	Vlak (stortplaats)	1
Dorplein	15-25	Complex, vlakken, puntbronnen	meerdere bronnen, groot oppervlak
Nw. Buinen	Vooraf infiltratie, circa 0,3 m/j?	Lijn (gedempte sloten)	Drie verschillende wijken, echter geen onderlinge beïnvloeding
Ullerberg	30-40/25-35 #	Vlak (stortplaats)	1, variaties over oppervlak mogelijk

Boven/onder leemlaag

Aanvullend wordt opgemerkt dat preferente stroming aannemelijk is op de locatie Mook, omdat hier sterk grindhoudende lagen voorkomen. Klei- of leemlagen kunnen invloed hebben op de verspreiding op de locaties Mook, Dorplein en Ullerberg. Op de locatie Nieuw Buinen kan water zijdelings afstromen van de voormalige slootbodern of kan horizontale verspreiding optreden via stroming door het stortmateriaal.

3.2.5 Discussie

Op de locaties komen diverse verontreinigingen in sterk wisselende concentratie-niveaus voor. Tussen de bron en de pluim bestaan soms sterke pH-gradiënten. Op de meeste locaties heeft de pluim een zodanige omvang dat de redoxcondities variëren van aëroob in het bovenste grondwater tot zuurstofloos op grotere diepte.

Door deze variatie in condities kunnen diverse processen bijdragen aan de natuurlijke vastlegging van metalen:

1. Bij hoge concentraties in de bron en een sterke pH-gradiënt kunnen neerslagen gevormd worden van (hydr)oxiden (Mook, Dorplein)
2. Bij een voldoende hoge pH en aanwezigheid van (bi)carbonaat kunnen neerslagen ontstaan van carbonaten, zoals zink- of cadmiumcarbonaat. Gezien de pH-waarden op de locaties zal dit proces geen of een ondergeschikte rol spelen. Mogelijk treedt het in beperkte mate op in delen van de locaties Dorplein en Nieuw Buinen (sliblaag) Sulfaatreductie treedt op in de sliblaag van de locatie Nieuw-Buinen, waarschijnlijk op grotere diepte op de locatie Dorplein en mogelijk op grote diepte op de locatie Mook
3. Op alle locaties is adsorptie een belangrijk proces. Gezien de lage pH speelt dit geen of een geringe rol in de bron van de locaties Mook en Dorplein (delen) en in de pluim van de locatie Strijperdijk. De adsorptie-capaciteit varieert per locatie, met name als het gevolg van verschillen in pH en gehalten aan Al/Fe-oxiden

Gezien deze variaties in omstandigheden, zijn de locaties geschikt om de bruikbaarheid van natuurlijke vastlegging in brede zin te demonstreren. De variatie in bodemstelling is beperkt maar dit is inherent aan het feit dat omvangrijke verontreinigingen met zware metalen alleen ontstaan in zandige aquifers.

Bij de berekening van het benodigde bodemvolume voor vastlegging (door adsorptie) wordt in het huidige BOS de verontreiniging egaal verdeeld over de pluim. In werkelijkheid kan, door de ligging van de bronnen of preferente stroming, een niet uniforme verspreiding optreden. Het is aannemelijk dat dit een rol speelt op de locaties Mook, Dorplein en Ullerberg.

3.3 Modellerings

3.3.1 Bespreking per locatie

Bij de modellering is gebruik gemaakt van een relatief eenvoudig model (ééndimensionaal transport, geen verdunning, één bron, schatting van de oorspronkelijke bronsterkte). Verder is uitgegaan van een gemiddelde bodemsamenstelling. In meer complexe situaties kan dit al snel tot grote afwijkingen leiden.

Mook

Uitgaande van de infiltratievijver als bron, bedraagt de verspreiding volgens het model momenteel ruim 50 meter. Er is echter waarschijnlijk een tweede bron, als hiervan wordt uitgegaan zou de verspreiding ruim 200 meter bedragen. In werkelijkheid bedraagt de verspreiding 500-600 meter.

Hiervoor zijn de volgende verklaringen mogelijk:

1. Preferente stroming door grindige lagen
2. In samenhang met het voorgaande: uitgaan van gemiddelde bodemsamenstelling leidt waarschijnlijk tot een overschatting van de bindingscapaciteit, omdat het water in mindere mate door lagen met een verhoogde bindingscapaciteit stroomt (leemhoudend zand en dergelijke) maar juist relatief meer door lagen met een lage bindingscapaciteit
3. Onderschatting van de beginconcentratie (of geloosde vracht aan zink en zoutzuur)

Leerpunt van dit resultaat is dat in situaties met een (sterk) variabele bodemopbouw het beter is om de berekening uit te voeren voor verschillende varianten:

- a) Minimale waarde: het water stroomt hoofdzakelijk door de 'armste' lagen
- b) Volumeproportioneel gemiddelde zonder kleilagen en dergelijke: het water stroomt door alle lagen maar er is weinig contact met slecht doorlatende klei- of leemlagen
- c) Volumeproportioneel gemiddelde van alle lagen: op langere termijn bezien komt het water met alle lagen in contact (realistisch als goed doorlatende lagen onderbroken zijn of als het water bij een infiltratie-situatie een slecht doorlatende laag moet passeren)

Op basis van de uitgevoerde berekening zal de pluim nog met een factor 4 tot 6,5 zal groeien. Met een aanzienlijke toename is al rekening gehouden in het huidige saneringsplan. Hierbij wordt uitgegaan van een sanering van de bron door onttrekking en zuivering. Voor de pluim is natuurlijke vastlegging wel haalbaar.

Strijperdijk

Op basis van de modelberekening is de huidige verspreiding circa 40 meter, de verspreiding in het veld is mogelijk meer dan 80 meter. Het is echter aannemelijk dat uitspoeling uit de diffuus verontreinigde toplaag een grote bijdrage levert aan de gemeten concentraties (circa 50 %).

Door de lage pH in de pluim vindt er nauwelijks vastlegging plaats. Er zou een volume van $2,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ bodem benodigd zijn voor vastlegging, terwijl de huidige omvang van de pluim circa $1,5 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ bodemvolume bedraagt. Natuurlijke vastlegging is voor deze locatie daarom niet haalbaar, tenzij de verontreiniging door infiltratie in lagen met een hogere pH terecht komt. Op basis van de thans beschikbare gegevens kan niet beoordeeld worden in hoeverre dit optreedt.

Budel Dorplein

Het model voorspelt voor zink een verspreiding van 200 meter, voor cadmium is de verspreiding circa 100 meter. De meeste praktijkmetingen komen redelijk overeen met de voorspelling, voor een deel wijken ze af. De oorzaak van de afwijkingen is waarschijnlijk dat er meerdere bronnen waren: de zinkassen waren vroeger over een groter deel van het terrein verspreid, mogelijk spelen vroegere lozingen van afvalwater ook nog een rol.

Nieuw Buinen

Het model voorspelt een verspreiding van 5-10 meter, de werkelijke verspreiding is voor de meeste metalen (cadmium, nikkel, zink) aanzienlijk kleiner. De verspreiding van barium komt redelijk overeen met de meetresultaten. Vermoedelijk wordt de bronsterkte voor de meeste metalen aanzienlijk overschat (het is niet bekend hoeveel is uitgespoeld). Daarnaast zijn er veel aanwijzingen dat in de sliblaag onder het stortmateriaal sulfaatreductie optreedt, waardoor metalen worden vastgelegd. Op basis van de gemeten redoxpotentiaal voorspelt het model echter geen sulfide-precipitatie. Nauwkeurige metingen van de redoxpotentiaal zijn in het veld lastig uitvoerbaar en de meting van de redoxpotentiaal vertoont sowieso een aanzienlijke spreiding. Daarom is het zeker niet uitgesloten dat metaalsulfiden worden gevormd. Als de bron volgens plan wordt gesaneerd, is natuurlijke vastlegging haalbaar voor de pluim.

Ullerberg

De verspreiding van nikkel en arseen kunnen met het model niet goed worden verklaard. Het is aannemelijk dat deze stoffen hoofdzakelijk uit de ondergrond afkomstig zijn en niet uit de stortplaats. Mobilisatie van nikkel treedt op door complexatie met DOC, dat wel uit de stort afkomstig is. Mobilisatie van arseen wordt mogelijk veroorzaakt door reductie van ijzer(hydr)oxiden, hetgeen het gevolg is van de reducerende eigenschappen van het stortplaats percolaat¹. Natuurlijke vastlegging van nikkel zal optreden zodra het DOC in voldoende mate is geadsorbeerd of afgebroken. Voor arseen geldt dat de reducerend vermogen van het verontreinigde grondwater zodanig moet dalen dat geen reductie meer optreedt van ijzer(hydr)oxiden. Barium is waarschijnlijk wel voor een groot deel afkomstig uit het stortlichaam. De vrachten van de metalen zijn relatief klein, zodat natuurlijke vastlegging haalbaar is. Het vereiste bodemvolume voor de vastlegging is mede afhankelijk van de snelheid waarmee de redoxpotentiaal stijgt en DOC wordt afgebroken of geadsorbeerd.

3.3.2 Evaluatie modellering

De resultaten van de modelberekeningen en de in de praktijk waargenomen verspreiding komen qua orde van grootte meestal met elkaar overeen. In de praktijk is de verspreiding vaak een factor 2 (soms meer) groter dan het model voorspeld. Dit is gezien de beschikbare gegevens en de wijze van modellering een acceptabel resultaat. De belangrijkste oorzaken voor verschillen tussen de praktijk en de modelresultaten zijn:

1. Op grote locaties zijn meerdere verontreinigingsbronnen aanwezig, in de huidige modelopzet is met één bron gerekend

¹ Uit mondelinge informatie van de Provincie Gelderland blijkt dat verhoogde concentraties aan nikkel en arseen in het grondwater, die waarschijnlijk een natuurlijke oorsprong hebben, ook op andere locaties in de omgeving van Ermelo zijn aangetroffen

2. De beginsituatie is niet precies bekend en is daarom geschat op basis van de huidige condities in de bron of andere kennis. Een afwijkende beginsituatie kan aanzienlijke effecten hebben op de verspreiding na bijvoorbeeld 50 jaar
3. Door preferente stroming via lagen met een lage bindingscapaciteit kan de verontreiniging minder goed worden vastgelegd in vergelijking met de gemiddelde situatie op de locatie. Bij de modellering is vooralsnog met een gemiddelde bodemsamenstelling gewerkt
4. Op één locatie (Ullerberg) is de verontreiniging in elk geval voor een deel 'secundair', dat wil zeggen gemobiliseerd uit de aquifer als gevolg van de aanvoer van DOC-rijk, reducerend percolaat
5. Voor een volledige beschrijving van complexe situaties, is een meer uitgebreide modellering vereist dan nu is gedaan (2D, 3D)

Algemeen wordt geconcludeerd dat de modelberekeningen nuttig zijn om meer inzicht te verkrijgen in de processen die zich op locaties (kunnen) afspelen, de gevoeligheid voor parameters zoals de pH en dergelijke. Een nauwkeurige voorspelling is bij de onderhavige opzet niet mogelijk omdat onvoldoende gegevens beschikbaar zijn en omdat de modelopzet qua geohydrologie te eenvoudig is. De mate waarin gegevens beschikbaar zijn is overigens representatief voor de gemiddelde saneringslocatie of beter. Er zouden daarom aanvullend onderzoek en een complexere modellering nodig zijn om de verspreiding meer nauwkeurig te voorspellen. Voor een routinematige beoordeling van locaties (waaronder ook verontreinigingen van beperkte omvang) wordt dit niet haalbaar geacht. Daarom wordt verbetering van het BOS niet primair gezocht in modellering (hoewel dit voor meer omvangrijke verontreinigingen zeker zinvol kan zijn) maar in de verbetering of verdere ontwikkeling van tools als de vastleggingsindicator. De hierboven genoemde oorzaken van verschillen tussen de praktijk en de modelresultaten kunnen als volgt geadresseerd worden:

Ad 1 en 2) er moet een instrument ontwikkeld worden om de bronsterkte (de in de bodem geëmitteerde vracht) te kunnen bepalen (meestal zijn alleen opgeloste concentraties bekend)
Ad 3) de vastlegging dient berekend te worden voor verschillende waarden van de bodemstelling
Ad 4) In het BOS dient een indicatieve screening opgenomen te worden van de mogelijkheid dat de metalen uit de bodem zelf afkomstig zijn.

De genoemde punten worden in het volgende hoofdstuk uitgewerkt.

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

4.1 Evaluatie vastleggingsindicator

De resultaten van de modelberekeningen en de berekening van het benodigde bodemvolume met de vastleggingsindicator komen in grote lijnen met elkaar overeen. De in de praktijk waargenomen verspreiding is echter vaak een factor 2 groter dan voorspeld. De huidige resultaten geven geen aanleiding om de vastleggingsindicator zelf aan te passen, wel moet de kwaliteit van de inputgegevens worden verbeterd. Dit betreft de bodemsamenstelling en de beschikbare vracht aan mobiele metalen. Navolgend wordt besproken hoe de effecten van de bodemsamenstelling beter verdisconteerd kunnen worden, in de volgende paragraaf komt de bepaling van de vracht die moet worden vastgelegd aan de orde.

Uit de evaluatie blijkt dat het voor vastlegging benodigde bodemvolume (zoals bekend) sterk afhankelijk is van de bodemsamenstelling en de pH. Het is daarom voor een goede beoordeling essentieel dat voor deze parameters betrouwbare waarden beschikbaar zijn. In het huidige BOS is het bij de indicatieve beoordeling van de technische haalbaarheid toegestaan om te werken met default-waarden voor de bodemsamenstelling. Hoewel dit voor een eerste indruk nuttig kan zijn, zijn de mogelijke afwijkingen te groot om tot een voldoende betrouwbare beoordeling te komen. Verder dient er, zeker als er nog weinig gegevens van de bodemsamenstelling beschikbaar zijn en de samenstelling aanzienlijk varieert, meer oog te zijn voor de variatie in bindingscapaciteit. Het is daarom beter om de berekening uit te voeren met de range van de bodemsamenstelling, in plaats van met een gemiddelde te werken. Er wordt dan een range van het benodigde bodemvolume voor vastlegging verkregen, zodat de gevoeligheid van het proces voor variaties in de bodemsamenstelling in beeld komt. Vervolgens kan worden nagegaan welk onderzoek nodig is om de nauwkeurigheid van de voorspelling te verbeteren.

In zandige aquifers zijn de gehalten aan bestanddelen die metalen binden soms zo laag dat met de gebruikelijke analysemethoden veel waarden onder de bepalingsgrens worden gerapporteerd. Waar mogelijk moeten daarom meer gevoelige methoden worden toegepast, zoals de bepaling van organische stof volgens de IB-methode (of TOC), in plaats van het gloeiverlies.

Aanbevolen wordt om de bovengenoemde punten in een nieuwe versie van het BOS aan te passen.

4.2 Uitbreiding van het BOS

Het huidige BOS bestaat uit een indicatieve beoordeling van de technische haalbaarheid en de kosteneffectiviteit van vastlegging. Bij de start van de ontwikkeling was het de bedoeling om twee aanvullende stappen te maken voor de definitieve beoordeling.

Deze stappen vallen samen met het uitvoeren van saneringsonderzoek en het opstellen van een saneringsplan. Specifiek voor natuurlijke vastlegging zijn echter instrumenten nodig die niet algemeen beschikbaar zijn.

Hierbij gaat het om de volgende aspecten:

Bepaling van de vracht die moet worden vastgelegd

Op het moment dat een locatie moet worden beoordeeld zijn veelal uitsluitend metaal-concentraties in het grondwater bekend, zeker als er sprake is van diepe verontreinigingen. Op basis hiervan is de vracht aan opgelost metaal te berekenen. De werkelijke vracht die moet worden vastgelegd is groter omdat de bodem door desorptie of het oplossen van precipitaten metalen zal naleveren. Voor een goede beoordeling van de potentie van natuurlijke vastlegging is een kwantificering van de totale mobiele vracht noodzakelijk.

Kwantificering is als volgt mogelijk:

1. Modelmatig: op dezelfde wijze als nu de adsorptie wordt berekend met de vastleggingsindicator, kan ook de desorptie worden berekend
2. Met behulp van uitloogproeven: deze proeven geven aanvullende informatie over de mate waarin precipitaten weer in oplossing gaan

Momenteel is een groot scala aan uitloogproeven beschikbaar: kolomproeven, schudproeven en pH-gestuurde roerproeven. Recent is door Tauw en ECN een kolomproef ontwikkeld voor de bepaling van de uitloging onder zuurstofloze omstandigheden (ontwerp NVN 7384). Voorgesteld wordt om in fase 2 van dit project een instrumentarium te ontwikkelen voor de bepaling van de potentieel mobiele vracht door (1) ontwikkeling van een spreadsheet voor berekening van de vracht die door desorptie zal vrijkomen en (2) evaluatie en testen van uitloogproeven.

Dit aspect is nieuw ten opzichte van het huidige projectplan.

Bepaling van de sulfaatreductie-capaciteit van de bodem

Voor een aantal locaties (Nieuw Buinen, Dorplein, eventueel Mook) is duidelijk dat vastlegging van metalen in sulfidevorm optreedt of mogelijk is. De sulfaatreductie-capaciteit van een bodem is echter niet eenvoudig te bepalen. Met name de beschikbaarheid van de aanwezige organische stof voor sulfaatreducerende bacteriën is een onbekende. Het is daarom zinvol om (zoals ook voorgesteld in het projectplan) te onderzoeken of deze capaciteit kan worden afgeleid uit het reducerend vermogen van de bodem of anderszins kan worden bepaald.

Screening op natuurlijke herkomst van metalen

In een aantal situaties zullen verhoogde concentraties aan metalen in het grondwater niet als verontreiniging in de bodem zijn geëmitteerd maar uit de bodem zelf afkomstig zijn als gevolg van verandering van de condities. Bekende voorbeelden zijn:

- Mobilisatie van arseen bij ijzerreducerende condities, die kunnen ontstaan door verontreiniging met organische stoffen
- Mobilisatie van barium bij sulfaatreducerende condities, die kunnen ontstaan door verontreiniging met organische stoffen
- Mobilisatie van diverse metalen als gevolg van lozingen van zuren

Inzicht in de herkomst van de metalen is belangrijk voor zowel de schatting van de vracht die moet worden vastgelegd als de condities die voor vastlegging noodzakelijk zijn. In het BOS kan een screeningsmodule worden opgenomen waarin deze mogelijkheid wordt beoordeeld.

Aspecten daarbij zijn:

- Aanwezigheid van metalen in de primaire bron
- Verloop van concentraties in een traject van bron naar pluim
- Effecten van condities op de mobilisatie van natuurlijk aanwezige metalen

Modellering

Modelberekeningen zijn nuttig om meer inzicht te verkrijgen in de processen die zich op locaties (kunnen) afspelen, de gevoeligheid voor parameters zoals de pH en dergelijke. Een nauwkeurige voorspelling is bij de onderhavige opzet niet mogelijk gebleken omdat onvoldoende gegevens beschikbaar zijn en omdat de modelopzet qua geohydrologie te eenvoudig is. De mate waarin gegevens beschikbaar zijn is overigens representatief voor de gemiddelde saneringslocatie of beter. Er zouden daarom aanvullend onderzoek en een complexere modellering nodig zijn om de verspreiding meer nauwkeurig te voorspellen. Voor een routinematige beoordeling van locaties (waaronder ook verontreinigingen van beperkte omvang) wordt een uitgebreide modellering niet haalbaar geacht. Daarom wordt verbetering van het BOS niet primair gezocht in modellering (hoewel dit voor meer omvangrijke verontreinigingen zeker zinvol kan zijn) maar in de verbetering of verdere ontwikkeling van gereedschappen, zoals hierboven beschreven.

4.3 Demonstratie van natuurlijke vastlegging

Het ultieme doel van dit project is om aan te tonen dat natuurlijke vastlegging geschikt is om verontreinigingen met zware metalen te saneren. Hierbij gelden een aantal randvoorwaarden:

1. De condities moeten zodanig zijn dat vastlegging mogelijk is: de pH moet niet te laag zijn en de bodem moet althans enige bindingscapaciteit hebben. De huidige beoordeling van de locatie Strijperdijk wijst er op dat natuurlijke vastlegging door de lage pH in de pluim onhaalbaar is. Overigens sluit dit niet uit dat vastlegging in diepere bodemlagen (met een hogere pH) wel haalbaar is

2. Als er nog een actief naleverende bron aanwezig is, zal de pluim nog groeien. Deze situatie geldt voor de locaties Mook en Budel Dorplein. In hoeverre dit acceptabel is, moet per situatie beoordeeld worden. Voor Mook is al besloten dat een bronsanering noodzakelijk is, op de locatie Dorplein is een geohydrologische beheersing aanwezig
3. Als er geen bron meer aanwezig is of de nalevering gering is, zal het effect van natuurlijke vastlegging het snelst zichtbaar worden. Dit geldt voor de locaties Ullerberg en Nieuw Buinen. Voor Nieuw Buinen is duidelijk dat de verspreiding van cadmium zeer gering is als gevolg van vastlegging in de sliblaag onder het gestorte afval. Voor de locatie Ullerberg geldt dat de afname van DOC en het herstel van de redoxpotentiaal mede bepalend zijn voor de vastlegging van nikkel en arseen

Op de meeste locaties is het proces van natuurlijke vastlegging nog niet zover dat pluimen stabiliseren of krimpen (krimp is wel aangetoond op de eerder onderzochte locatie Galvanobedrijf 't Gooi; Tauw, 2002). Het accent van dit project moet daarom liggen op het aantonen dat de instrumenten die gebruikt worden om de vastlegging te voorspellen, voldoende betrouwbaar zijn.

5 Referenties

Bonten, L. e.a. (2003): Zware metalen in het bovenste grondwater onder landbouwgronden op zand, H2O, 23, 2003.

Dijkstra, J J and Comans, R N J. (2003) Ontwikkeling van de vastleggingsindicator en de stabiliteitsindicator. ECN-C--03-04. Energy Research centre of the Netherlands, Petten, The Netherlands.

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

Dijkstra, J.J., van der Sloot, H.A. and Comans, R.N.J. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. *Applied Geochemistry* (in press).

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

PAO (2005): Cursus natuurlijke en gestimuleerde vastlegging van zware metalen in de bodem. Stichting Postacademisch Onderwijs, Delft.

Römkens, P.F.A.M. (1998): Effects of land use changes on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils. Thesis, RU Groningen

Römkens, P.F.A.M. e.a. (2003): Bijdrage uitspoeling zware metalen aan belasting grond- en oppervlaktewater. H2O, 23, 2003.

Tauw (2002): Toepassing beslissingsondersteunend systeem voor bepaling van vastlegging van zware metalen op praktijklocaties. Rapportnr. R004-3897036RCT-D02-D, Tauw, Deventer.

Tauw/ECN (2003): SV-615 Beslissingsondersteunend systeem vastlegging van zware metalen in de verzadigde zone van de bodem. CUR/SKB, Gouda.

Kenmerk R001-4340720JJS-cjk-V01-NL

Bijlage

1

Gegevens en resultaten modellering locatie Mook

Evaluatie gegevens

Locatie

Verzinkerij Mook is sinds 1947 op het terrein gevestigd. Bedrijfsactiviteiten op locatie:

- Veredelen van metalen voorwerpen door middel van verzinken
- Aanbrengen coatings en verven
- Opslag en klein onderhoud

Landgebruik in de pluim

- Kleinschalige landbouw
- Woningen
- Rivierengebied (Maas)

Potentieel bedreigde objecten

- (Toekomstige) grondwateronttrekkingen stroomafwaarts van locatie
- Oppervlaktewaterkwaliteit De Maas

Grondwateronttrekkingen

Tabel B1.1 Grondwateronttrekkingen in de omgeving

	Coördinaten		Afstand	Ligging	Diepte	Debiet	Jaar
Omschrijving	X	Y	(m)		(m -mv)	m ³ /jr	
Hendriks beheer bv	187.900	418.220	1563	ZW	11-23	?	1994
Gemeente Heumen	186.950	419.700	2083	W	18	5.900	1994
IJsfabriek Simone b.v.	186.800	418.000	2571	ZWW	10-15	?	1994
Onderzoekslocatie	189.000	419.330					

Bodemopbouw en geohydrologie

Regionale bodemopbouw

Grensvlak van stuwwal Nijmegen-Groesbeek en de fluvioglaciale afzettingen aan de zuidwestzijde behorende tot de Formatie van Twente. Aanwezigheid van gestuwde en scheefgestelde kleilagen.

Lokale bodemopbouw

Tabel B1.2 lokale bodemopbouw

Diepte (m +NAP)	Samenstelling	Formatie	Geohydrologische eenheid
22-18	Matig fijn zand	Twente	Deklaag
18-0	Grof zand met grindlagen	Drenthe	Watervoerend pakket
0- -40	Grof zand met grind, enkele klei en/of leemlenzen	Urk, Tegelen	
> -40	Fijn zand met kleibrokjes	Kiezooliet	Geohydrologische basis

Maaiveldhoogte bron is 22 m +NAP

Geohydrologie

Tabel B1.3 Geohydrologie

	Freatisch grondwater	Watervoerend pakket
Stromingsrichting	Verticaal: infiltratie: 1 m/jaar. Horizontaal: overwegend zuidelijke richting, op enkele plaatsen uitstroming naar watervoerend pakket in westelijke richting.	Normale maasstand: zuid tot zuidwest Hoge maasstand: west tot noord Horizontale snelheid: 15-30 m/jaar Kd = 1.500-2.500; k = 30-50 m/dag
Grondwaterstand	circa 8m +NAP	

Macrochemie grond en grondwater

Macrochemie grond

Tabel B1.4 Macrochemie grond bronzone

Grond bron boring 200	22-22,5 m -mv	38,75-39,50 m -mv	59,0-59,5 m -mv
Organische stof (% v.d. d.s.)(IB)	<0,1	0,1	0,6
Zn (mg/kg d.s.)	300	12	26
Fe (mg/kg d.s.)	3.200	2.800	14.000
Sulfide (mg/kg d.s.)	0,8	12	43

pH(KCl) grond verschillende boringen, 1991 = 2,9-6,9

Tabel B1.5 Macroparameters in grond in de pluim

Bodemparameters	(% van droge stof)						
	601-18	601-34	602-11	602-13	602-21	603-10	603-17
Monster	601-18	601-34	602-11	602-13	602-21	603-10	603-17
Diepte (m -mv)	17,0-18,0	31,0-32,4	10,0-11,0	12,0-13,0	19,0-20,3	9,0-10,0	16,0-17,0
Al-oxide (% oxide)	0,027	0,098	0,008	0,01	0,059	0,011	0,017
Fe-oxide (% oxide)	0,108	1,514	0,048	0,014	1,076	0,051	0,092
Totaal oxides (%)	0,13	1,61	0,06	0,02	1,13	0,06	0,11
Lutumgehalte (%)	1,1	8	<1*	2,2	2,2	<1	<1
Humusgehalte (%)	<0,1	0,8	<0,1*	<0,1	0,5	<0,1	<0,1

* = geschatte waarde

Macrochemie grondwater

Tabel b1.6 Macrochemie grondwater (concentraties in µg/l tenzij anders vermeld)

	Opwaarts	Bron	Bron	Pluim	Pluim	Pluim	Pluim	Pluim
Peilbuis	301	200	100	103	303	307	307	307
Filterdiepte (m -mv)	34,0-35,0	22-23	22-23	9,5-11,5	24,0-25,0	11,5-12,5	15,0-16,0	22,5-23,5
Filterdiepte (m t.o.v. NAP)	-11 - -12	0-1	6,8 - -0,8	3 - 2	-13 - -14	-1 - -2	-4 - -5	-12 - -13
Zink (Zn)	70	2.100.000	200.000	3.200	25	<2	130	10
Aluminium (Al)	<30		24.000	<30	40	<30	190	140
Calcium (Ca)	35.000	500.000	65.000	34.000	320.000	<50	110.000	90.000
Magnesium		110.000						
IJzer (Fe)	<20	550.000	60.000	<20	8.000	<20	<20	<20
IJzer (II) (mg/l)	<0,1	0,9	8,3	<0,1	10	<0,1	<0,1	<0,1
Chloride (mg/l)	45		710	41	680	120	17.000	6.000
Fosfaat (mg/l)		0,12						
Nitraat als N (mg/l)	4,8		18	1,5	<0,05	20	16	0,11
Sulfaat (mg/l)	5,3	38	6,7	7,0	1,9	43	42	11
DOC (mg DOC/l)	<0,1		2,4	1,0	0,6	0,7	0,3	7,7
P-getal (1) (mmol/l)	-0,1	<0,1	-18	-1,1	-0,4	-1,3	-0,9	-0,2
M-getal (1) (mmol/l)	0,7	<0,1	-6	0,3	1,5	0,5	1,0	1,6
Methaan			2					5

EC ($\mu\text{S/cm}$)	1.136	2.730	350	2.060	635	870	631
Redox (mV)	378	737	403	119	393	398	383
O ₂ (mg/l)	1,13	5,25	6,70	0,45	1,02	0,21	0,21

(1) P-getal is maat voor carbonaat, M-getal voor bicarbonaatconcentratie, in mmol/l. De bepaling is gebaseerd op het zuurverbruik tot bepaalde pH-waarden. Een negatieve waarde ontstaat als de pH lager is dan het omslagpunt van de titratie (er is dan geen carbonaat of bicarbonaat aanwezig)

Verontreinigingssituatie

De grond en het grondwater op de locatie zijn sterk verontreinigd met zinkchloride. De bodemverontreiniging is voornamelijk ontstaan door lozing of lekkage van beits- en spoelbaden (HCl, Zn, Fe) op een infiltratievijver en depositie van rookgassen in de periode voor 1972. Lozingen hebben vermoedelijk plaatsgevonden in de periode 1947-1972, lekkages zouden ook op latere tijdstippen nog kunnen hebben plaatsgevonden.

Tabel B1.7 Verontreinigingssituatie grond zink (mg/kg d.s.)

Infiltratievijver (1998)		Overig terreindeel (1998)	
Slib	9.600 (tevens Sn, As, Cd, Pb, Cr, EOX)	0,0-0,2	48-15.000
0,6-1,0	9.600	0,2-0,4	35-13.000
2,0-3,0	220		

Stroombaan

In tabel B1.8 is de ligging van de peilbuizen in de stroombaan weergegeven. Door de aanwezigheid van grindlagen, is een ongelijkmatige verspreiding mogelijk.

De meest omvangrijke bron is de infiltratievijver net boven peilbuis 104. Aangezien sinds 1972 geen lozing meer plaatsvindt, zijn de concentraties hier inmiddels sterk afgenomen. Door lekkages in het gebouw is er waarschijnlijk een secundaire bron net boven peilbuis 200. Als stroombaan kan het beste worden uitgegaan van de volgende peilbuizen:

- 104 (bron)
 - 100/200 (globaal op dezelfde afstand van 104, concentraties 200 sterk verhoogd door 2^e bron)
 - 601 (0 tot – 10 m NAP)
 - 54 (alleen meetwaarde uit 1989)
 - 303 (ca. 6 m –NAP)
 - 602 (0-1 m –NAP)
- peilbuis 307 is nog schoon

Tabel B1.8 Peilbuizen in stroombaan

Ligging peilbuis	Afstand t.o.v. bron (m)	Peilbuis nummer	Filterdiepte (m –mv)	Filterdiepte (m t.o.v. NAP)
Stroomopwaarts	-350	301	24.0-25.0	-1,3 -- 2,3
Bron	0	104	20.0-22.0	2.0 -- 0,0
stroomafwaarts	150	100	22.0-23.0	6,8 -- 0,8
Stroomafwaarts	150	200	22.0-23.0	0,2 -- 0,7
Stroomafwaarts	150	200	39.0-40.0	-16,7 -- 17,7
Stroomafwaarts	200	601	13.0-14.0	5 -- 4
Stroomafwaarts	200	601	18.5-19.5	0 -- 1
Stroomafwaarts	200	601	27.0-28.0	-9 -- 10
(Stroomafwaarts	400	54	20.5-34.5	-6 -- 20)
Stroomafwaarts	500	303	17.0-18.0	-5,6 -- 6,6
Stroomafwaarts	500	303	24.0-25.0	-12,6 -- 13,6
Stroomafwaarts	600	602	11.0-12.0	0 -- 1
Stroomafwaarts	600	602	18.5-19.5	-8 -- 9
Stroomafwaarts	600	602	24.0-25.0	-13 -- 14
Stroomafwaarts	800	307	11.5-12.5	- 0,6 -- 1,6
Stroomafwaarts	800	307	15.0-16.0	-4,1 -- 5,1

Tabel B1.9 Verandering van de zinkconcentraties in de tijd (µg/l)

Peilbuis	Filterdiepte	1988	1989	1995	1997	1999	2001	2003
filterdiepte (m -mv)	(m +NAP)							
301 (24,0-25,0)	-1 tot -2					13		
104 (20,0-22,0)	2 tot 0		43.000					2.300
100 (22,0-23,0)	6,8 tot -0,8		180.000	100.000	120.000		200.000	200.000
200 (22,0-23,0)	0,2 tot -0,7							2.000.000
200 (39,0-40,0)	-16 tot -17				6.500			41.000
601 (13,0-14,0)	5 tot 4							25.000
601 (18,5-19,5)	0 tot -1							700.000
601 (27,0-28,0)	-9 tot -10							800.000
(54 (20,5-34,5)	-6 tot -20		28.000)					
303 (17,0-18,0)	-6 tot -7					8.000	18.000	16.000
303 (24,0-25,0)	-13 tot -14					25	25	7
602 (11,0-12,0)	0 tot -1							2.700
602 (18,5-19,5)	-8 tot -9							12
602 (24,0-25,0)	-13 tot -14							55
307 (11,5-12,5)	-1 tot -2					14	<2	2
307 (15,0-16,0)	-4 tot -5					20	130	65

In [13] zijn de concentraties per individuele peilbuis weergegeven samen met de macroparameters.

Concentratieverloop (zie bovenstaande tabel)

- Wisselend beeld van toe- en afname
- Pluim lijkt iets te zijn toegenomen
- Bron is nog deels aanwezig en levert na

Tabel B1.10 Omvang van de grondwaterverontreiniging in de bron

Zn-concentratie op 22-23 m -mv (pb 200)	2.100.000 µg/l (pH=3, 1988)
Zn-concentratie op 39-40 m -mv (pb 200)	6.500 µg/l
Oppervlakte > I	circa 75.000 m ²
Geschatte maximale diepte > I	circa 52 m -mv (30 m -NAP)
Geschatte geloosde vracht (Haskoning 1991)	67.700 kg Zn, 1.130.000 kg HCl, 624.000 kg Fe
Geschatte hoeveelheid verontreinigd grondwater (bodenvolume)	1.500.000 m ³
Geschatte vracht in grondwater bron (opgelost)	10.000-20.000 kg Zn

Tabel B1.11 Omvang van de grondwaterverontreiniging in de pluim (zuid, noord en onder brongebied)

Concentratie op 60-61 m -mv (pb 200) onder brongebied	120 µg/l
Concentratie op 11-12 m -mv (pb 105) stroomafwaarts	150 µg/l
Oppervlakte S < x < I	circa 150.000 m ²
Geschatte hoeveelheid verontreinigd grondwater (bodenvolume)	1.500.000 m ³
Geschatte vracht in grondwater bron (opgelost)	100 kg Zn

Maatregelen

Reeds uitgevoerde maatregelen

- Deels ontgraving verontreinigde grond in brongebied (ten zuiden van spuitrij, terugsaneerwaarde 1.000 mg Zn/kg d.s)
- Aanbrengen verharding op locatie (uitzondering van groenstroken) om uitloging naar grondwater tegen te gaan
- Haalbaarheidsonderzoek uitgevoerd naar in-situ immobilisatie van zink (1998). Conclusie schudexperimenten lab (grondmonsters uit brongebied):
- Zonder pH-correctie geen sulfaatreductie, geen afname zink

- Met pH-correctie (met en zonder methanol toevoeging) wel afname zink, maar niet direct toe te schrijven aan biologische sulfaatreductie. Afname mogelijk veroorzaakt door chemische neerslagreacties
- In de haard van de verontreiniging treedt geen biologische immobilisatie van zink op, door de lage pH en hoge zinkconcentraties
- In de pluim mogelijk wel vastlegging (als gevolg van neerslagreacties door neutralisatie pH)

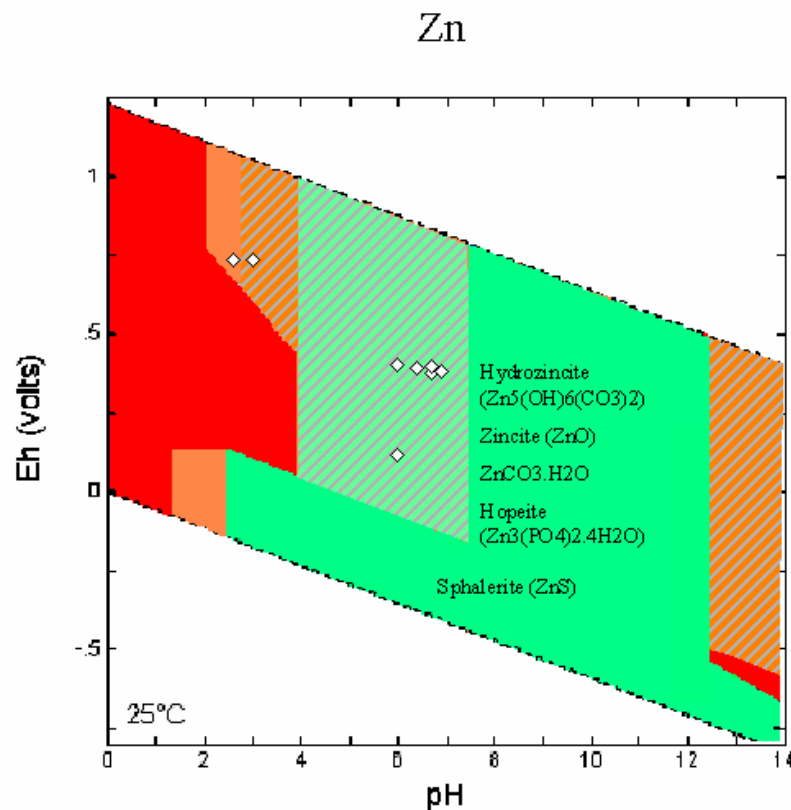
Rapporten

1. Oriënterend onderzoek (Haskoning, 1985)
2. Aanvullend oriënterend onderzoek (Haskoning, , LI-290-01-10, 1986)
3. Nader onderzoek verzinkerij Mook (Haskoning, LI-290-01-20, mei 1991)
4. Saneringsonderzoek Verzinkerij Mook (Tauw, R3223000.S03/GWO, mei 1994)
5. Saneringsonderzoek Verzinkerij Mook (Tauw, R3439135.T02/MLS, juli 1995)
6. Basis saneringsplan Verzinkerij Mook (Tauw, R3561704.D02, maart 1998)
7. Saneringsonderzoek Verzinkerij Mook (Tauw, R3561704.D08, juli 1998)
8. Saneringsplan Verzinkerij Mook, fase I (Tauw, R3561704.D07/CHS, juli 1998)
9. Haalbaarheidsonderzoek in-situ immobilisatie zink (Tauw, R3604357.D01, april 1998)
10. Afperkend grondwateronderzoek locatie Verzinkerij Mook (Tauw, R002/3652904/JUD/D01/D, augustus 1999)
11. Bodemonderzoek groenstroken Verzinkerij Mook (Tauw, R001/3782786/WMU/D01/D, 3782786, december 1999)
12. Monitoring grondwaterkwaliteit Verzinkerij Mook te Mook, oktober 2001 (Tauw, R001-3975975RCT-D01-D).
13. Notitie met overzicht van gegevens locatie Mook (Tauw, N003-4340720MPM-jmm-V01-NL, 2005)

Resultaten modellering

Vastleggingsindicator

Op basis van metingen van pH en redoxpotentiaal in het bron- en pluimgebied (Tabel B1.6) is de vastleggingsindicator ingevuld. Het resultaat daarvan is in Figuur B1.1 weergegeven.



Figuur B1.1 Vastleggingsindicator voor zink (locatie Nedcoat verzinkerij, Mook)

De meetpunten uit het brongebied (pH 2.6 - 3.0) vallen in het oranje gebied. Dit betekent dat er in principe wel vastleggingsprocessen kunnen plaatsvinden, maar dat het waarschijnlijk onvoldoende is om de gehele vracht te kunnen vastleggen. Gezien de enorme omvang van de verontreiniging is natuurlijke vastlegging in het brongebied (dat wil zeggen daar waar de pH rond de 3 is) geen optie. In het pluimgebied wijzen de gemeten pH waarden uit dat er voldoende kans

is op vastlegging door adsorptie. Met de rekensheet kan worden uitgerekend wat het benodigde bodemvolume is voor volledige vastlegging van zink.

De rekensheet is ingevuld gebruik makend van meetgegevens van de hoeveelheden adsorptieoppervlak in het pluimgebied. Er is behoorlijk wat spreiding in de meetgegevens van onder andere oxides en humusgehalte, maar voor de berekening is uitgegaan van de volgende waarden (~ gemiddelden uit tabel B1.5), nl. 1 % Fe+Al oxides, 1 % lutum, 0.1 % organische stof. Er is uitgegaan van een gemiddelde waarde voor DOC van 1 mg/L (Tabel B1.6). De totale vracht van de verontreiniging is geschat op 67700 kg Zn.

De uitkomst van de rekensheet is dat er bij een gemiddelde pH van 6 - 6.5 (representatief voor het pluimgebied) een bodemvolume van ongeveer 6×10^6 tot 1×10^7 m³ nodig is voor vastlegging. De huidige grootte van het pluimgebied wordt geschat op 1.5×10^6 m³. De conclusie is dat de pluim dus nog zal groeien voordat de t- waarde overal is bereikt.

In Dijkstra & Comans, 2003 is de case van Mook eerder als voorbeeld gebruikt voor het invullen van de vastleggingsindicator. De benodigde hoeveelheid bodemvolume werd toen geschat op 2.4×10^6 , maar destijds waren er minder gegevens beschikbaar over de bindingscapaciteit van de bodem en zijn er andere aannames gedaan. Met de huidige schattingen (zie boven) wordt het benodigd bodemvolume dus minimaal ruim twee keer groter ingeschat.

Uit dit verschil wordt wel meteen duidelijk dat het schatten van het benodigd bodemvolume zeer gevoelig is voor de gebruikte schattingen van de bindingscapaciteit van de bodem. Goede meetgegevens over de bindingscapaciteit zijn dus heel belangrijk. Daar waar veel spreiding in de meetgegevens wordt gevonden, verdient het aanbeveling om een range aan te geven in plaats van een getal voor het benodigd bodemvolume.

Forward transportberekening

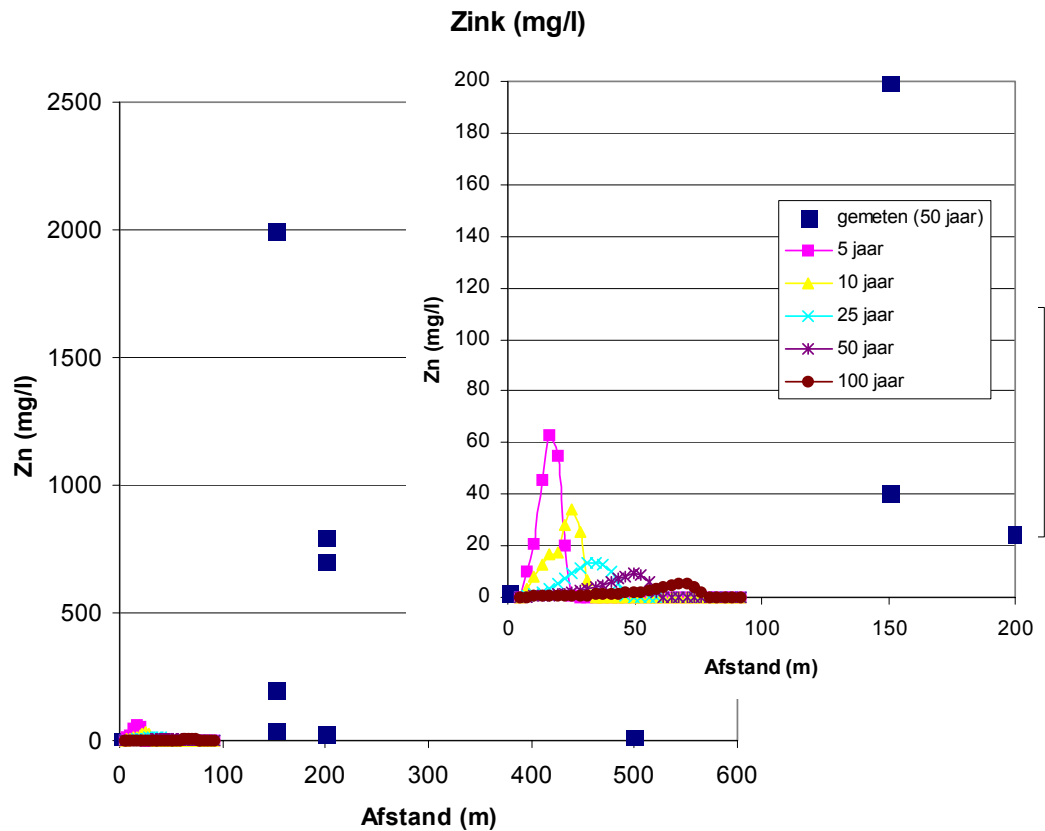
Ter validatie van de uitkomst van de vastleggingsindicator is een 1D-transportmodel opgezet dat zoveel mogelijk de situatie op de betreffende locatie nabootst. Qua chemie is gebruik gemaakt van de (spaarzame) gegevens over de locatie en van dezelfde modellen die gebruikt zijn bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator.

De onzekerheden in deze specifieke case zijn zeer groot gebleken. Naast onzekerheden m.b.t. de hoeveelheid adsorptieoppervlakken in de bodem, is gebleken dat er met name onzekerheid is over de bron (onder andere mogelijk secundaire bronnen op het terrein). Daarnaast is in deze specifieke case horizontale en verticale verdunning waarschijnlijk belangrijk (gezien de vrij radiale verspreiding van de pluim rondom de bron, die door zijn kleine oppervlakte als een puntbron kan worden beschouwd).

Het model is opgezet in Orchestra (Meeussen, 2003) voor een stroombaan van 300 meter en een (horizontale) stroomsnelheid van 20 meter per jaar (Tabel B1.3, geohydrologie). De eerste cellen

van het transportmodel zijn representatief voor de bronterm en de eerste lagen van de bodem (tot een laag van in totaal 4,5 meter, pH 3, Tabel B1.10) en is geëquilibreerd met een concentratie zink in het poriewater van 2000 mg/L, hetgeen overeenkomt met concentraties die anno nu in het brongebied worden gemeten (Aanname gebaseerd op Tabel B1.6). De pH in dit gebied is op pH 3 gezet; in het pluimgebied is deze op pH 6.1 gefixeerd. De aanname van een "vaste" pH in het pluimgebied lijkt wel gerechtvaardigd te zijn, omdat het gebied met pH 3 beperkt is ten opzichte van de totale omvang van de pluim. In de vaste fase is overal de gemeten bindingscapaciteit aangenomen (zie boven). De macrochemie van het grondwater is vastgezet op 10^{-3} M CaCl_2 (dit blijkt goed bruikbaar als alternatieve achtergrondconcentratie bij het voorspellen van het uitloggedrag van metalen in de verontreinigde bodems van Dijkstra et al., 2004; ongepubliceerd). Verder bestaat de macrosamenstelling uit Fe en Al (opgelegd door ferrihydriet en gibbsiet). Het oplossen en neerslaan van diverse zinkmineralen is toegestaan in het model.

De uitkomst van dit reken scenario is weergegeven in Figuur B1.2, als concentratie (mg/L) als functie van de diepte voor verschillende rekestijden. De rekestijd van 50 jaar is representatief voor de huidige situatie.



Figuur B1.2. Resultaat speciatie- en transportberekening met Orchestra voor de zinkverspreiding op de Nedcoat-locatie (mg/l in grondwater op verschillende afstanden van de bron). De lijn berekend voor 50 jaar (voor zover zichtbaar) is representatief voor de huidige situatie. De inzet toont dezelfde gegevens maar dan op een andere schaal. Meetpunten zijn weergegeven in de figuur. De meting van 2000 mg/L is van peilbuis 200 (locatie van mogelijk secundaire bron).

Uit Figuur B1.2 blijkt dat het model niet in staat is om de metingen op enige afstand van de bron te voorspellen, hoewel de voorspelde concentraties wel ruim de interventiewaarde overschrijden (let op de schaal: mg/L). Initieel (op $t=0$) zijn de concentraties in het brongebied wel hoog (tot 2000 mg/L; deze beginsituatie staat niet in het figuur). Bij pH 3 heeft een dergelijke zinkconcentratie echter nauwelijks de mogelijkheid om te binden, waardoor deze hoge concentraties na enkele tijdstappen vrijwel geheel worden getransporteerd naar het pluimgebied met pH 6.1. De bindingscapaciteit van het pluimgebied is in het model hoog genoeg om veel Zn te doen binden, waardoor de concentraties dus snel afnemen naar niveaus van rond de 60 mg/L na 5 jaar (zie inzet). Op het eerste gezicht lijkt de conclusie voor de hand te liggen dat dit komt doordat de bron van de verontreiniging niet goed in het model is verdisconteerd.

Andere manieren om de bronterm in het model te verdisconteren leiden nog steeds tot forse onderschattingen van de gemeten concentraties. We hebben de volgende andere modelscenarios overwogen:

1. We hebben de horizontale/verticale verdunning geschat op een factor ter grootte van $300 \text{ m}^3 / 1.500.000 \text{ m}^3$ (volume stroombaan met lengte 300 m en oppervlak 1 m^2 / huidige volume pluim), = 0.0002. De bijdrage van de bron in onze stroombaan kan met deze factor worden berekend en bedraagt $0.0002 \times 67700 \text{ kg} = 13.54 \text{ kg}$. Je kunt die bron "uitsmeren" over een periode van 30 jaar (gebruik infiltratievijver circa 30 jaar), uitgaande van een flux van het grondwater van 20 meter/jaar (6300 L/m^2 per jaar) Het blijkt dat de bronterm- concentraties die dit oplevert de 70 mg/L niet zullen overstijgen. Op voorhand kan worden geconcludeerd dat dit scenario de metingen niet zal kunnen verklaren.

2. We kunnen ook er van uitgaan dat de bovengenoemde bron niet over 30 jaar wordt uitgesmeerd, maar dat de verontreiniging het gevolg is van een 'incident' dat bijvoorbeeld een jaar, dag of een week duurt. Dit zal wel leiden tot hoge concentraties. Het is echter te verwachten dat ook deze concentraties snel zullen afnemen in het pluimgebied, aangezien de belading (g Zn/kg bodem) aan de reactieve oppervlakken in de bodem niet verandert. Ook dit scenario kan de metingen dus niet verklaren. Bovendien zouden de resultaten dan wel erg afhankelijk zijn van onzekere gegevens.

Conclusies

Specifiek over de vastleggingsindicator:

- De vastleggingsindicator geeft voor meetpunten in de pluim de kleur 'gearceerd groen' aan. De rekensheet berekent een benodigd bodemvolume voor vastlegging dat ruim vier keer groter is dan het huidige volume van de verontreiniging. Het forward transportmodel, uitgaande van grotendeels dezelfde modellen en parameters als gebruikt bij de ontwikkeling van de vastleggingsindicator, is echter niet in staat om de metingen op enige afstand van de bron te verklaren. Het model komt tot veel lagere concentraties op enige afstand van de bron die nog wel steeds hoger zijn dan de t- waarde of interventiewaarde (op zichzelf is dat consistent met het resultaat van de vastleggingsindicator). Het gebruikte adsorptiemodel is goed toepasbaar gebleken om de uitloging van zware metalen te voorspellen in bodems onder uiteenlopende condities (Dijkstra et al, 2004). De oorzaak van de discrepantie tussen model en metingen moet daarom gezocht worden in de grote onzekerheden die bestaan met betrekking tot de bron (en/of meerdere bronnen, tevens de omvang daarvan), de toepasbaarheid van het gebruikte 1D- transportmodel voor deze case, en de onzekerheden met betrekking tot de bindingscapaciteit van de bodem. Onzekerheden met betrekking tot de

bron (vracht, aantallen bronnen en dergelijke) en bindingscapaciteit van de bodem werken ook door in het resultaat van de vastleggingsindicator!

- Gezien het bovenstaande is het aannemelijk dat het transportmodel verder kan worden verbeterd indien er 2D of 3D transport wordt meegenomen. Dit houdt verband met de mogelijke invloed van horizontale en verticale verdunning en de mogelijkheid om meerdere bronnen mee te nemen in het model (zie volgende punt). Wel is er dan meer informatie nodig omtrent de bron (met name vracht, locatie en uitloogsnelheid).

Specifiek voor de case Mook:

De onzekerheden over de bron en verspreiding zijn in deze dus case erg groot, zodat uitspraken op basis van de modelresultaten ook heel onzeker zijn. Toch denken we dat de hoge concentraties die gemeten zijn op behoorlijk grote afstanden van de infiltratievijver (zie Figuur B1.2), niet van de infiltratievijver afkomstig zijn, maar van secundaire bronnen op het terrein. Die mogelijkheid wordt inderdaad niet uitgesloten (lekkages in het gebouw).

Bijlage

2

Gegevens en resultaten modellering locatie Strijperdijk

Evaluatie gegevens

Oorzaak en historie van de verontreiniging

De locatie Strijperdijk Oost te Leende betreft een zinkassendepot in een voormalige zandafgraving. Het zand is globaal tot de grondwaterspiegel afgegraven, waarna het depot is gevuld met hoofdzakelijk zinkassen. Daarnaast is ook ander materiaal (puin, hout, plastic en dergelijke) gestort. De dikte van de stortlaag is 1,5-2,5 meter, stel gemiddeld 2 meter (maximaal 2,5 meter). Het oppervlak van het depot is 50 bij 100 meter.

Het materiaal is gestort vanaf medio 1970. Er heeft dus gedurende 35 jaar verspreiding van de verontreiniging kunnen plaatsvinden.

Bodemopbouw en -samenstelling

In het beschikbare rapport wordt alleen gemeld dat de bodem tot 3,3 meter – maaiveld uit zeer fijn zand bestaat.

Er kan worden uitgegaan van een arme bodemsamenstelling, bijvoorbeeld 1 % lutum, 0,4 % organische stof, 0,2 % Fe-/Al-oxiden.

Grondwaterstand

De grondwaterstand fluctueert tussen circa 0,6 m –mv in de winter en 2 meter – mv in de zomer. In de winterperiode ligt het gestorte materiaal dus deels in het grondwater. Het freatische grondwater stroomt in oostelijke richting.

Omvang van de verontreiniging

De omvang van de verontreiniging is op basis van de I-waarde contour circa 15.000 m³ bodemvolume. Hieruit volgt dat de verspreiding sinds de aanleg van het depot gemiddeld 475 m³/jaar is geweest. Uit het onderzoek blijkt dat de verticale verspreiding van de verontreiniging is beperkt tot een diepte tussen 4,5 en 8 meter –maaiveld (onderzijde ondiepe filter resp. bovenzijde diepe filters. In het diepe grondwater (8-9 m –maaiveld) is vrijwel geen verontreiniging aangetroffen. De concentraties onder het depot liggen wel boven de streefwaarde van 65 µg/l maar onder de tussenwaarde van 433 µg/l. Het is niet zeker of er sprake is van beïnvloeding door uitloging van het stortmateriaal of dat de meetwaarden binnen de range van achtergrondconcentraties vallen.

Uit de rapportage blijkt dat de horizontale verspreiding in oostelijke richting niet is afgeperkt. In zuidelijke richting worden op aanzienlijke afstand van het depot (circa 110 meter) ook verhoogde zinkconcentraties aangetroffen (1200 – 1400 µg/l). Dit betekent ofwel dat de stromingsrichting van het grondwater fluctueert, ofwel dat er meerdere bronnen zijn van de

zinkverontreiniging. Dit laatste wordt het meest aannemelijk geacht. Het is bekend dat de toplaag van de Kempen overal diffuus is verontreinigd en dat door uitspoeling van deze laag verhoogde concentraties van zink en cadmium in het freatische grondwater ontstaan. Deze concentraties zijn onder natuurgebieden hoger dan onder landbouwgebieden aangezien de bodem in de natuurgebieden een lagere pH heeft. Ten zuiden en ten oosten van het depot is er sprake van natuurgebied (bos), de percelen ten noorden en westen zijn in gebruik als landbouwgrond. De gemeten concentraties van circa 1000 µg/l kunnen nog het gevolg zijn van uitspoeling van de diffuse verontreiniging. Dit betekent dat de grondwaterverontreiniging niet alleen het gevolg is van verspreiding vanuit het zinkassendepot. In zuidelijke richting heeft waarschijnlijk geen verspreiding plaatsgevonden. In oostelijke richting zijn de concentraties (wat) hoger maar is de verspreiding niet afgeperkt. Een onderscheid tussen het effect van diffuse uitspoeling en verspreiding is niet met zekerheid te maken. Op basis van de hoogste waarde is de verspreiding bij een pal oostelijke grondwaterrichting minimaal 75 meter.

Samengevat wordt het volgende geconcludeerd:

1. De horizontale verspreiding van de verontreiniging is qua orde van grootte 100 meter
2. De verticale verspreiding van de verontreiniging ligt tussen 4,5 en 8 meter
3. De omvang van de verontreiniging is qua orde van grootte 10.000 m³ bodemvolume (in zuidelijke richting minder dan nu is berekend, in oostelijke richting kan het meer zijn omdat de verontreiniging niet is afgeperkt)

Zinkconcentraties en condities in het grondwater

In/onder het stortlichaam zijn op twee plaatsen peilbuizen geplaatst. De resultaten zijn samengevat in tabel B2.1. Hieruit blijkt dat de pH neutraal tot licht zuur is en dat de redoxpotential wijst op ijzerreducerende condities. De zinkconcentratie varieert aanzienlijk, hetgeen veroorzaakt kan zijn door variaties in de samenstelling van het stortmateriaal. Er kan bijvoorbeeld meer of minder puin aanwezig zijn, meer puin resulteert in een hogere pH.

Tabel B2.1 Resultaten peilbuisonderzoek in/onder zinkassendepot

Parameter	Peilbuis 101	Peilbuis 102
pH	6,63	6,92
E.C. (µS/cm)	1035	985
Eh (mV)	30	-47
Zink (µg/l)	18.000	2.800

Uit eerder onderzoek van Tauw blijkt dat zinkassen die al lange tijd in wegen of ophogingen zijn toegepast, nog steeds een zeer hoge uitloging van zink te zien geven. Bij een kolomproef met zinkassen uit een weg in Budel is bijvoorbeeld in fractie 1 (L/S 0,1) een concentratie van 195 mg Zn/l gemeten in fractie 7 (L/S 5-10) een concentratie van 36 mg/l.

Uiteraard zullen deze concentraties variëren maar de concentratie die in peilbuis 101 is gemeten is meer representatief voor zinkassen dan de concentratie in peilbuis 102. Dit geldt ook voor de pH, die meestal licht zuur (circa 6) is.

De beginsituatie van de zinkassen is niet bekend, wel kan worden berekend dat er door infiltratie van het neerslagoverschot in de periode van 35 jaar een L/S van 4-7 is ontstaan. De initiële concentraties zijn daarom hoger geweest. Qua orde van grootte zal de beginconcentratie van zink waarschijnlijk 100 mg/l zijn geweest. Deze concentratie zal niet overal in de stort hetzelfde zijn geweest.

In tabel B2.2 zijn de condities en zinkconcentraties in peilbuizen ten oosten van de stort weergegeven. Het grondwater is zuur (pH circa 4) en de redoxpotentiaal ligt op de grens van het ijzerreducerende gebied. De zinkconcentraties variëren tussen 1300 en 2400 µg/l. De variaties kunnen meerdere oorzaken hebben: (1) variaties in de samenstelling van het gestorte materiaal; (2) variaties in de bijdrage van de achtergrondemissie en (3) variaties in de bodemcondities, zoals de pH.

Tabel B2.2 Resultaten peilbuisonderzoek ten oosten van depot (ondiep grondwater)

Peilbuis	110	105	111	106
Afstand (m) (1)	75	38	80	net ten Z van stort (2)
pH	4,1	4,2	4,4	4,3
E.C. (µS/cm)	680	838	630	850
Eh (mV)	-	279	-	289
Zink (µg/l)	2400	1300	1600	470

(1) In rechte lijn van rand depot naar oosten

(2) Bij een pal oostelijke grondwaterstroming is deze peilbuis niet beïnvloed door de stort

Macrochemie grondwater

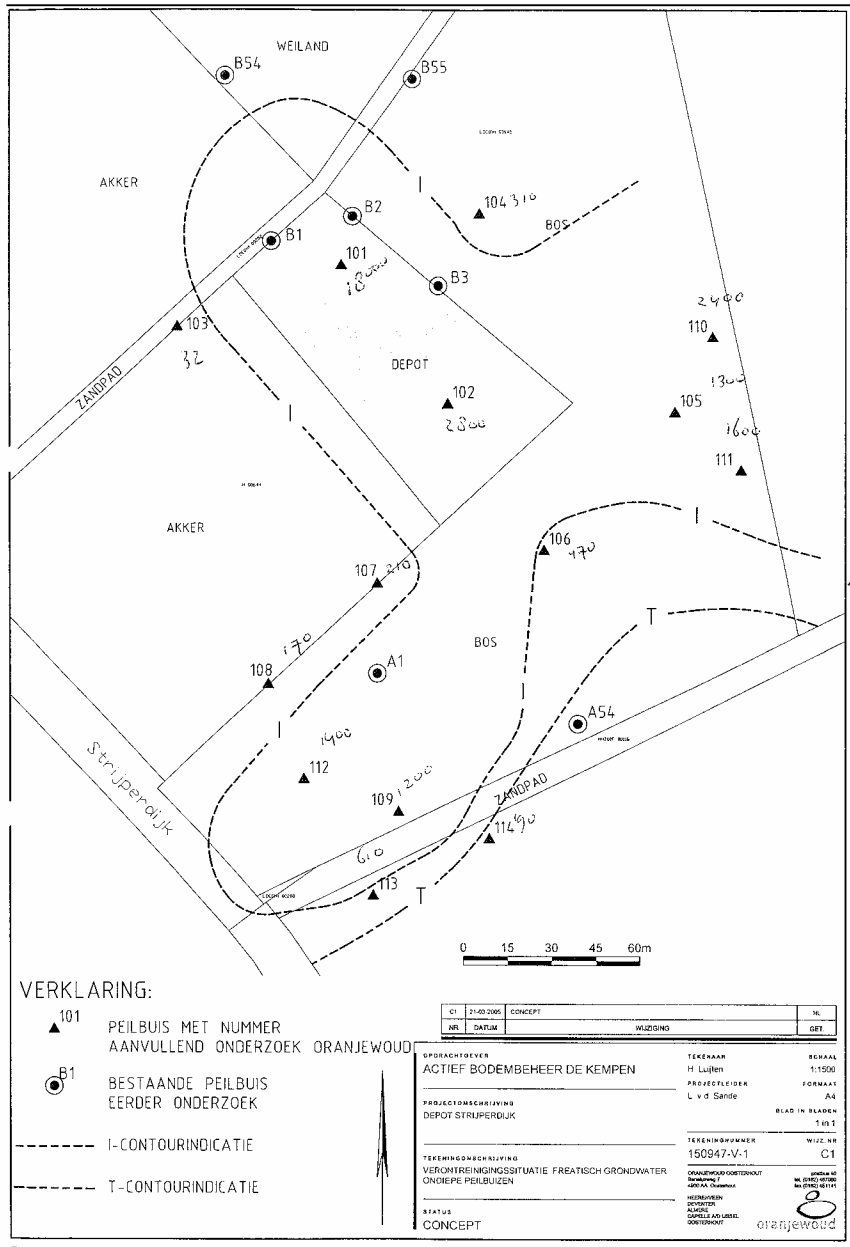
De macrochemische samenstelling van het grondwater is alleen bepaald in peilbuis 101 (in of dicht onder het stortmateriaal). De resultaten zijn samengevat in tabel B2.3. De meetwaarde van opgelost ijzer (die vrijwel overeenkomt met ijzer(II), het verschil valt binnen de marge van de analysefout) bevestigt dat er sprake is van ijzerreducerende condities. De gehalten aan zouten zijn relatief laag.

Tabel B2.3 Macrochemie grondwater peilbuis 101 (in/onder stort)

Parameter	Waarde
pH	6,63
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1035
Eh (mV)	30
IJzer totaal (gefiltreerd)/ijzer(II) (mg Fe/l)	16/17
Ortho-fosfaat (mg PO_4/l)	0,63
Nitraat (mg NO_3/l)	<0,44
Sulfaat (mg SO_4/l)	25
DOC/TOC (mg C/l)	14/16

Referentie

Oranjewoud (2005): Nader bodemonderzoek/bemalingsadvies zinkassendepot Strijperdijk-Oost te Leende (concept). Projectnr. 150947, Oranjewoud. In opdracht van ActiefBodembeheer de Kempen.

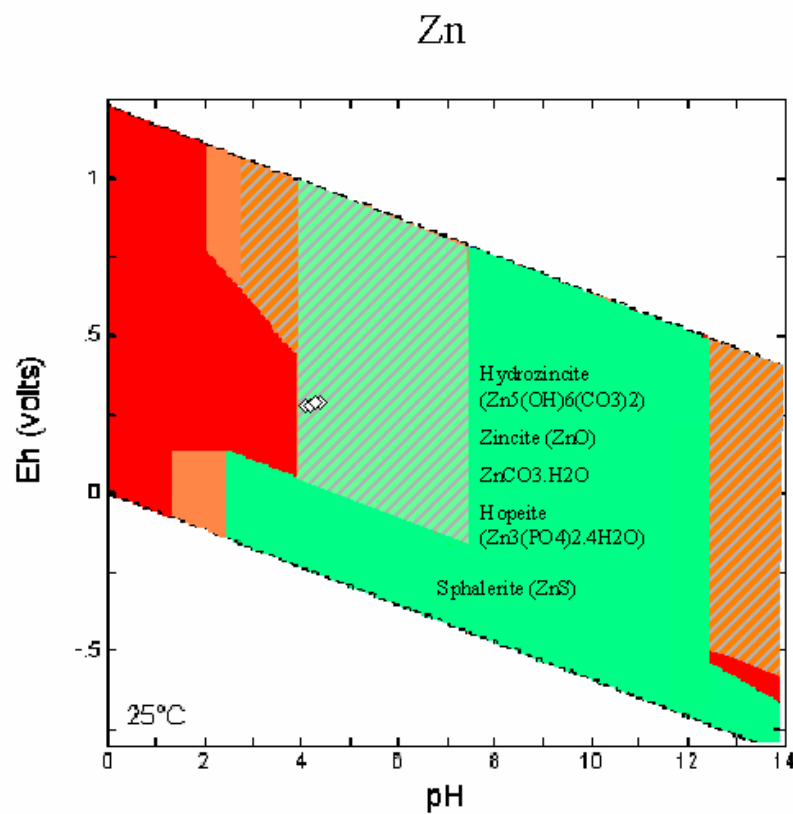


Figuur B2.1 Situatieschets met ligging peilbuizen en verontreinigingscontouren

Resultaten modellering

Resultaten vastleggingsindicator

Op basis van metingen van pH en redoxpotentiaal in het pluimgebied ten oosten van het zinkassen- depot (notitie, Tabel B2.2) is de vastleggingsindicator ingevuld. Het resultaat daarvan is in Figuur B2.2 weergegeven.



Figuur B2.2 Vastleggingsindicator voor zink (locatie Strijperdijk, Kempen)

De meetpunten uit het pluimgebied vallen net in het groen gearceerde gebied, hetgeen wil zeggen dat er in principe vastlegging mogelijk is door adsorptie aan de vaste fase, en dat met een rekensheet moet worden uitgerekend wat het benodigde bodemvolume is voor volledige vastlegging van zink.

De rekensheet is ingevuld gebruik makend van de hoeveelheden adsorptieoppervlak behorende bij een (zeer) arme zandgrond, nl. 1 % lutum, 0.4 % organische stof en 0.2 % Fe/Al (hydr)oxiden. In het grondwater net onder de stort zijn concentraties van 14 mg DOC/L gemeten; we hebben dit getal aangenomen als schatting voor DOC ook in het pluimgebied (waar geen metingen van DOC van beschikbaar zijn). Het moet worden opgemerkt dat de vaste fase- gegevens niet zijn gebaseerd op metingen op de betreffende locatie. De beschikbare informatie meldt alleen dat de bodem uit zeer fijn zand bestaat. De totale vracht van de verontreiniging is geschat op 8800 kg Zn. Dit getal is verkregen door 100 mg/L aan te nemen als bronconcentratie, gebaseerd op de gemiddelde zinkconcentratie in kolomproeven (tussen L/S 1 en L/S 10 wordt resp. 195 en 36 mg/L gemeten, notitie TAUW). Voorts is een gemiddelde L/S van de stort van 5.5 l/kg aangenomen (stort 50 x 100 x 2 m, dichtheid 1600 kg/m³, geschatte L/S 4 – 7).

De uitkomst van de rekensheet is dat er bij de zeer lage pH van 4 (conform metingen van het grondwater in het pluimgebied) een bodemvolume van ongeveer 4 x 10⁶ m³ nodig is voor vastlegging. Dat is grofweg 250 x de huidige omvang van de verontreiniging op basis van de interventiewaarde- contour van 15.000 m³. Indien wordt aangenomen dat de pluim met circa 500 m³ per jaar groeit betekent dit dat voor volledige natuurlijke vastlegging de pluim nog gedurende een zeer lange periode (duizenden jaren) zeer fors zal moeten groeien. De conclusie uit deze berekening zou moeten zijn dat natuurlijke vastlegging geen optie is.

Forward transportberekening

Ter validatie van de uitkomst van de vastleggingsindicator is een 1D-transportmodel opgezet dat zoveel mogelijk de situatie op de betreffende locatie nabootst. Qua chemie is gebruik gemaakt van de (spaarzame) gegevens over de locatie en van dezelfde modellen die gebruikt zijn bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator. Recentelijk is deze combinatie van adsorptiemodellen succesvol gebruikt in een wetenschappelijke publicatie over het voorspellen van de uitloging van zware metalen in verontreinigde grond (Dijkstra et al, 2004). Deze combinatie van modellen en input geeft dus voor wat betreft het geochemische deel vertrouwen in de berekeningsresultaten van de vastleggingsindicator en die van de forward transportberekening.

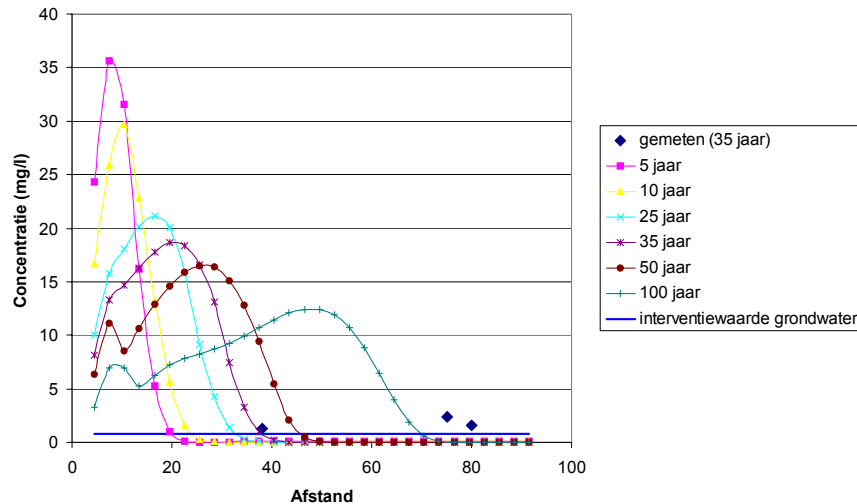
Er moet worden opgemerkt dat de onzekerheden in deze specifieke case groot zijn, onder andere met betrekking tot grondwatersamenstelling- en stroomrichting en hoeveelheid adsorptieoppervlakken in de bodem, en het gedrag van de bronterm (zinkassendepot). Daarnaast is in de 1D- stroombaanbenadering geen rekening gehouden met (onbekende) horizontale en verticale verdunning. Wanneer men uitgaat van een 'puntbron' in het midden van de stort is deze aanname door het grote oppervlak van de bron (100 x 50 m) in relatie tot de afstand die in beschouwing is genomen (circa 50-100 meter) echter niet bijzonder onrealistisch.

Het model is opgezet in Orchestra (Meeussen, 2003) voor een stroombaan van 100 meter en een ('oostelijke') stroomsnelheid van 5 meter per jaar. De eerste cellen van het transportmodel zijn representatief voor de bronterm en de eerste lagen van de bodem (tot een laag van in totaal 7,5 meter, pH 6.63 - 6.62, Tabel B2.1) en is geëquilibreerd met een concentratie zink in het poriewater van 100 mg/L, hetgeen de bronterm benadert. De achtergrondconcentratie in het grondwater is op streefwaardeniveau gezet, hoewel er misschien sprake is van een forse bijdrage van diffuse verontreiniging vanuit de omgeving van rond de 1000 µg/L. In de vaste fase is overal de samenstelling van de arme zandgrond aangenomen (zie boven). De macrochemie van het grondwater is vastgezet op 10^{-3} M CaCl_2 (dit blijkt goed bruikbaar als alternatieve achtergrondconcentratie bij het voorspellen van het uitloggedrag van metalen in de verontreinigde bodems van Dijkstra et al, 2004; ongepubliceerd). Verder bestaat de macrosamenstelling uit Fe en Al (opgelegd door ferrihydriet en gibbsiet). Het oplossen en neerslaan van diverse zinkmineralen is toegestaan in het model, maar door de lage pH zal precipitatie van bijvoorbeeld zinkoxiden niet plaatsvinden. Precipitatie van sulfiden zal eveneens niet plaatsvinden omdat de gemeten redoxpotentialen daarvoor veel te hoog zijn (een en ander is ook uit het kleurendiagram van de vastleggingsindicator af te leiden).

De uitkomst van de berekening is weergegeven in Figuur B2.3, als concentratie (mg/L) als functie van de diepte voor verschillende rekentijden. De rekentijd van 35 jaar is representatief voor de huidige situatie.

De berekende curves in Figuur B2.3 laten zien hoe de verontreiniging zich in de tijd verplaatst. Het verloop in de eerste 10 meter is grillig door het verschil in pH (ongeveer 6.9 direct onder de stort, als gevolg van meegestort puin; verderop pH 4). Te zien is dat het model na 35 jaar piekwaardes voorspelt van circa 20 mg/L. De interventiewaarde- contour in oostelijke richting zou volgens het model nu op ongeveer 40 meter moeten liggen. De meting in peilbuis 105 ligt aardig in de buurt van de curve, en suggereert dat de grote concentratiepieken nog moeten komen. De metingen in peilbuizen 110 en 111 zijn hoger dan voorspeld (volgens het model is de pluim nog lang niet zo ver). In het model is de achtergrondwaarde voor Zn op de streefwaarde gezet, maar de verwachting is dat deze metingen sterk door diffuse verontreiniging wordt beïnvloed en misschien slechts deels door de bron (achtergrond is mogelijk 1000 µg/L; zie ook conclusies). Ook kunnen de verhoogde metingen in peilbuis 110 en 111 het gevolg zijn van preferente stroombanen die niet in het model zijn verdisconteerd.

Zink verspreiding



Figuur B2.3. Resultaat speciatie- en transportberekening met Orchestra voor de zinkverspreiding op de Strijperdijk-locatie (mg/l in grondwater op verschillende afstanden van de bron). De lijn berekend voor 35 jaar is representatief voor de huidige situatie.

Uit de berekeningen blijkt verder dat zelfs na 100 jaar de verontreiniging nog lang niet is vastgelegd tot onder interventiewaarde- of t-waarde niveau. Om met het transportmodel te berekenen hoeveel m^3 bodemvolume er in theorie nodig is om de verontreiniging vast te leggen (in verband met het toetsen van de rekensheet van de vastleggingsindicator) is het echter niet nodig om het model te laten rekenen totdat overal de t-waarde is bereikt. Het alternatief is namelijk om te kijken hoeveel zink aan de vaste fase is geadsorbeerd bij een waterfaseconcentratie die precies gelijk is aan de t-waarde. Het resultaat van deze berekening is dat er circa $2.5 \times 10^6 m^3$ bodemvolume nodig zou zijn om de verontreiniging geheel vast te leggen. Dit komt aardig in de buurt van wat de vastleggingsindicator berekent (2 tot $4 \times 10^6 m^3$, tussen pH 4-5). Deze goede overeenkomst is niet verbazend aangezien hetzelfde type modellen is gebruikt; echter, er is gebruik gemaakt van een ander type model voor de uitwisseling aan kleioppervlak (Donnan model in plaats van het Gaines-Thomas omwisselingsmodel dat gebruikt is bij de vastleggingsindicator), hetgeen bij lage pH in het bijzonder voor zink een belangrijk adsorptieoppervlak is (Dijkstra et al, 2004). Verder zijn de aannames omtrent macrochemie iets anders dan in de 'default' berekeningen voor de vastleggingsindicator.

Conclusies

Specifiek over de vastleggingsindicator:

- De vastleggingsindicator geeft voor de beschikbare meetpunten de kleur 'gearceerd groen' aan. Hoewel vastlegging in principe tot de mogelijkheden behoort, blijkt uit de berekeningen met zowel de rekensheet als het transportmodel dat natuurlijke vastlegging een onhaalbare kaart is. Op het eerste gezicht is dat opmerkelijk omdat de overgang gearceerd groen/rood in de vastleggingsindicator is gebaseerd op de vastlegging in een arme zandgrond. Of natuurlijke vastlegging een haalbaar alternatief is voor sanering, hangt echter ook af van de vracht van de verontreiniging, omdat die bepalend is voor de tijdsduur tot een stabiele eindsituatie en de uiteindelijke omvang van de pluim. Het valt dus niet uit te sluiten dat voor kleinere vrachten natuurlijke vastlegging in dezelfde arme, zure zandgrond toch een alternatief is. Deze case vormt dus geen aanleiding om de vastleggingsindicator aan te passen, maar de vastleggingsindicator geeft juist een duidelijk antwoord op de vraag
- De resultaten van het gebruik van de vastleggingsindicator is consistent met de huidige transportberekeningen met Orchestra

Specifiek voor de case Strijperdijk:

- De transportberekening is 1D, zonder verdunning, en zou daarom een pessimistische schatting moeten geven over de uitbreiding van de pluim. De berekeningen geven echter aan, met de conservatieve schattingen van de adsorptiecapaciteit van de vaste fase, dat de werkelijke pluim minder ver is dan nu wordt aangenomen (circa 30-40 meter ten opzichte van 75-100 meter). De onzekerheid over bronterm, verdunning en stroomrichting/snelheid zijn echter groot. Wellicht zullen de waarden in de peilbuizen 105, 110, en 111 dus nog (fors) gaan stijgen, maar wanneer dat gebeurt van met deze onzekerheidsmarges niet te zeggen.

Overigens kan het resultaat betekenen dat de metingen op 75-80 meter afstand sterk zijn beïnvloed door de bijdrage van de diffuse verontreiniging, zo niet daardoor kunnen worden verklaard. Men moet bedenken dat het verschil tussen de geschatte bijdrage van de diffuse verontreiniging (1000 ug/L) en de metingen (tot circa 2600 ug/L) in absolute zin wel groot is, maar wanneer men bedenkt dat de uitloging gemakkelijk een factor 3 kan veranderen bij een verandering van een halve pH eenheid, dan is dat verschil in relatieve zin zeker niet groot, en valt niet uit te sluiten dat deze concentraties toch grotendeels door diffuse verontreiniging worden veroorzaakt (en kleine variaties in bijvoorbeeld pH van het grondwater, variaties in oplading toplaag en dergelijke).

Bijlage

3

Gegevens en resultaten modellering locatie Budel Dorplein

Evaluatie gegevens

Locatie

Huidig gebruik

Productie van primair zink door middel van roosting, loging en electrolyse. Per jaar wordt circa 210.000 ton zink geproduceerd. Momenteel zijn aanwezig bebouwing, infrastructuur en permanente opslagvoorzieningen voor de reststoffen (jarosiet en afvalwaterneutralisatiegips). Deze stoffen zijn opgeslagen in bekkens JB1 tot en met JB4 en AWN 1 en 2 (compartimenten JB1 en JB2). Daarnaast zijn aanwezig klaarvijvers KV-1 tot en met KV-3. In het verleden werd een thermisch productieproces toegepast (door een voorganger van Zinifex Budel B.V.), waarbij als reststof kelder- of zinkassen ontstonden. Deze reststoffen zijn op grote schaal gebruikt om het terrein op te hogen en te verharden. Door uitloging is de onderliggende bodem en het grondwater sterk verontreinigd met zink, cadmium en sulfaat. Daarnaast heeft verontreiniging van de bodem plaatsgevonden door atmosferische depositie, lekkages en een meer recente lekkage van één van de jarosietbekkens (vanaf begin jaren zeventig). Momenteel is een grondwaterbeheerssysteem aanwezig en in werking.

Toekomstig gebruik

Er zijn geen plannen om het gebruik van de locatie te veranderen, behalve dat nabij de fabriek een nieuw bedrijventerrein zal worden ontwikkeld.

Potentieel bedreigde objecten

Onttrekking ten behoeve van drinkwatervoorziening in het gebied tussen Budel-Dorplein, Budel en Weert. Zonder maatregelen zal de grondwaterverontreiniging zich in noordelijke en noordoostelijke richting verspreiden met een snelheid van 15 à 25 m/jaar. De verontreinigingen zullen de drinkwaterwinning echter niet binnen 200 jaar bereiken.

Onttrekkingen in de omgeving

Tabel B3.1 Grondwateronttrekkingen in de omgeving

	Afstand	Ligging	Diepte	Debiet	Jaar
Omschrijving	(m)		(m -mv)	m ³ /jaar	
Op locatie	0	-		860.000	sinds 1992 (1)
AlliedSignal	500	Z.W.	?	0 -876.000	
Drinkwater/industriewateronttrekking		N	1 ^e WVP		

(1) eerst 2.000.000 m³/j; vanaf 1-1-2009 760.000 m³/j

Land- en functiegebruik pluim

Industrieterrein, heide, vijvers, bos, landbouw, veenmoerassen, stuifzanden (GEA-object)

Rondom de bedrijfsvestiging ligt de nadruk op bosbouw en natuur.

Bodemopbouw en geohydrologie

Regionale en lokale bodemopbouw

Onder een groot deel van het industrieterrein komt een scheidende laag voor op 19-24 m -mv.

Waar de scheidende laag ontbreekt (oostzijde van het terrein, onder de jarosietbekkens 1, 3 en het zuidelijk deel van bekken 2), is sprake van een aaneengesloten watervoerend pakket.

Tabel B3.2 Regionale en lokale bodemopbouw

Diepte (m -mv)	Samenstelling	Formatie	Geohydrologie	Kd (m ² /dag)	C-waarde (dag)
0-8,5	Fijne zanden, leem, veen	Nuenen	Deklaag		211
8,5-19	Grove zanden, grind	Veegsel, Sterksel	Laag 2a, 1 ^e WVP	150	
19-24	Slecht doorlatende laag	Veghel, Sterksel	Scheidende laag 2b		1.000-3.000
24-105	Grove en fijne zanden	Veghel, Sterksel, Kedichem	Laag 2c + 3, 1 ^e WVP	2.100	
105-180	Slecht doorlatende laag	Brunssum, Breda	Hydrologische basis		100.000

Geohydrologie

Tabel B3.3 Lokale geohydrologie

	Freatisch	1° watervoerend pakket (2a, 2c en 3)
Stromingsrichting (natuurlijk)	Infiltratie: Onverhard: 0,6-0,7 m/jaar Kelderassen: 1,2-1,4 m/jaar Klaarvijvers en Peelen: 0,2 m/jaar	Horizontaal: 15-25 m/jaar noord-noordoostelijk
Grondwaterstand	circa 1-2 m -mv	

In 1991/1992 is een grondwaterbeheerssysteem (GBS) geïnstalleerd op de locatie dat bestaat uit een systeem van putonttrekkingen en een monitoringssysteem. De putten zijn hoofdzakelijk gesitueerd aan de noordelijke en oostelijke terreingrens. De debieten zijn zodanig dat de toestroming en infiltratie van water gecompenseerd worden, zodat geen verontreinigd water van het terrein afstroomt. De ontwerpdebieten zijn in onderstaande tabel samengevat weergegeven.

Tabel B3.4 Ontwerpdebieten GBS

	Debiet (m³/dag)
Laag 2a:	
Range putten	120-360
Totaal laag 2a	1396
Laag 2c+3	
Range putten	350-1080
Totaal laag 2c+3	3830
Totaal	5226

Momenteel wordt in totaal 219 m³/h ofwel 1.900.000 m³/jaar onttrokken. Onder de residubekkens liggen onderdrainages, waaraan permanent water wordt onttrokken met een debiet van maximaal 500.000 m³/jaar. Gezien de onlangs aangebrachte bovenafdekking kan de drainage mogelijk op (lange) termijn worden uitgeschakeld.

Macrochemie

Macrochemie grond

Tabel B3.5 Macrochemie grond

Diepte (m -mv)	12	20	25	Circa 40			Circa 50			Circa 60			Circa 100		
monsterpunt	203	203	203	203	204	205	203	204	205	203	204	205	203	204	205
pH-H ₂ O	4,3	4,5	5,8	6,8	3,9	4,0	6,7	3,8	4,9	6,5	7,3	5,0	6,5	6,9	6,1
Humus (% vd ds)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1	<1
Lutum (% vd ds)	1,3	<1	<1	<1	<1	1,6	<1	1,1	1,3	<1	<1	<1	1,6	<1	<1
CaCO ₃ (% vd ds)	0,5	0,4	0,8	0,3	0,4	0,9	0,3	0,4	0,6	0,3	0,4	0,5	0,3	0,2	0,3
Al (mg/kg ds)	1800	1500	3500	950	1000	850	600	850	600	900	750	1100	550	95	320
S (mg/kg ds)	90	45	230	380	310	800	170	700	750	260	230	230	140	85	95
Fe (mg/kg ds)	1500	1600	3000	1800	1800	1600	460	1400	1200	550	410	650	550	1300	1100

Macrochemie grondwater

Tabel B3.6 Gemiddelde samenstelling macrochemie grondwater uit onttrekkingsputten (GBS)

Parameter	Gemiddelde aantal putten
pH	6,1
Eh (mV)	140
Ec (µS/cm)	1104
Ca (mg/l)	110
Al (mg/l)	190
Si (mg/l)	7,5
Fe (mg/l)	92
SO ₄ (mg/l)	480
TOC (mg/l)	3

Tabel B3.7 Macrochemie grondwater pluim- en brongebied (peilbuizen)

Peilbuis	MF 104	MF 104	MF 104	MF 73	MF 73	WF 16	WF 16	WF 101	WF 101	WF 101	WF 101
Diepte (m -mv)	18 m	10m	-9m	18m	11m	23m	10m	15m	-6m	-21m	-77m
	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP	+NAP
pH	5,94	5,39	5,15	5,24	4,47	6,66	5,81	6,82		6,4	6,5
Eh (mV)	-18	-25	12,6	121	218	89	62	-30		-65	-49
Ec (µS/cm)	136	272	459	3180	2110	400	179	184	346	238	174
Ca (µg/l)	8000	9500	8500	170000	340000	10000	39000	14000	21000	55000	20000
Fe (µg/l)	70000	22000	6000	65000	360000	15000	24000	8000	11000	85	7000
Fell (mg/l)	71	25	6,7	66	380	17	27	7,9	12	0,2	6,6
SO ₄ (mg/l)	160	71	15	1400	2200	56	120	44	71	78	<0,10
DOC (mg/l)	2,7	1,1	2,0	1,2	0,9	0,6	0,1	0,1	0,4	3,6	5,1
Nitraat (mg N/l)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Chloride (mg/l)	56	30	11	38	58	7	15	7	9	7	8

Verontreinigingssituatie

Minimaal 70 (maar in totaal is het wellicht meer geweest) van de 200 ha van het bedrijfsterrein was gedurende kortere of langere tijd opgehoogd met kelderassen. Door uitloging heeft verontreiniging van het grondwater plaatsgevonden. Daarnaast heeft een grondwaterverontreiniging plaatsgevonden als gevolg van lekkage vanuit vroegere processen en een meer recentere van het jarosietbekken 1. De hoogste concentraties zijn aangetoond op het westelijk terreindeel, waar de productieactiviteiten plaatsvinden en het terreindeel dat is opgehoogd met kelderassen. De volgende concentraties zijn in het brongebied gemeten:

Zn:	100.000	-	540.000 µg/l
Cd:	50 - 7.500 µg/l	-	
SO ₄ :	1.000.000	-	2.000.000 µg/l

De grondwaterverontreiniging heeft zich in oostelijke richting en in de diepte (50 m -mv) verspreid. Recent zijn de kelderassen zoveel mogelijk verwijderd, alleen onder gebouwen en wegen zijn ze nog steeds aanwezig.

In onderhavige notitie zal alleen worden ingegaan op de verontreiniging vanuit de ophooglaag met kelderassen. Het is niet precies bekend wanneer de assen zijn aangebracht. Productie van dit materiaal vond plaats in de periode 1892-1950. De verontreiniging is naar schatting gemiddeld 80 jaar oud.

Tabel B3.8 Omvang van de verontreiniging bij de kelderassen

Onder kelderassen	Oppervlakte grondverontreiniging onder kelderassen	680.000 m ²
	Dikte grondverontreiniging onder kelderassen	circa 8,5 m
	Volume grondverontreiniging onder kelderassen	5.780.000 m ³
	Gemiddelde gehalte aan zink in grond onder kelderassen	285 mg/kg
	Vracht zink in grond onder kelderassen	2.810 ton
	Oppervlakte grondwaterverontreiniging onder kelderassen	2.600.000 m ²
	Dikte grondwaterverontreiniging onder kelderassen	Tot. 100 x 0,35 m
	Volume grondwaterverontreiniging onder kelderassen	27.000.000 m ³
	Gemiddelde gehalte aan zink in grondwater onder kelderassen	132.000-167.000 µg/l
	Vracht zink in grondwater onder kelderassen	3.560 -4.520 ton
	Totale vracht Zn in grond of grondwater onder kelderassen	6.370 -7.330 ton

Concentratieverloop

In de periode 1989-1995 zijn er geen grote veranderingen in het verspreidingspatroon opgetreden. Een afname van de concentraties is gemeten in het oostelijk deel van de GBS-putten in laag 2a en 2c+3.

In onderhavige notitie wordt alleen ingegaan op de verontreiniging onder de kelderassen in de laag 2c+3.

In tabel B3.9 zijn de peilbuizen weergegeven die de stroombaan van de kelderassen weergeeft.

Tabel B3.9 Stroombaan kelderassen

Peilbuis	Ligging	Afstand tot bron (m)	Filterstelling (m +NAP)	Laag
72	stroomopwaarts	-400	11 - 10	2c
92	stroomopwaarts	-400	-7 - - 9	2c
92	stroomopwaarts	-400	2 - 0	2c
92	stroomopwaarts	-400	12 - 10	2c
91	bron	0	-6 - - 8	2c
91	bron	0	3 - 1	2c
91	bron	0	12 - 10	2c
183	Bron	0	-467 - - 468	3
183	Bron	0	-24 - - 25	3
183	Bron	0	-5 - - 6	2c
183	bron	0	9 - 8	2c
5	bron	60	9 - 8	2c
13	stroomafwaarts	300	13 - 12	2c
14	stroomafwaarts	400	9 - 7	2c
184	Stroomafwaarts	400	-24 - - 25	3
184	Stroomafwaarts	400	-15 - - 16	3
184	Stroomafwaarts	400	- 5 - - 6	2c
184	Stroomafwaarts	400	10 - 9	2c
176	Stroomafwaarts	800	-23 - - 24	3
176	Stroomafwaarts	800	-1 - - 2	3
176	Stroomafwaarts	800	-3 - - 4	2c
176	Stroomafwaarts	800	10 - 9	2c
515	Stroomafwaarts	900	-13 - - 14	2c
515	Stroomafwaarts	900	-1 - - 2	2c
515	Stroomafwaarts	900	8 - 7	2c
192	Stroomafwaarts	1000	-24 - - 25	3
192	Stroomafwaarts	1000	-14 - - 15	3
192	Stroomafwaarts	1000	-4 - - 5	2c
192	Stroomafwaarts	1000	8 - 7	2c
193	Stroomafwaarts	1050	-23 - - 24	3
193	Stroomafwaarts	1050	-14 - - 15	3
193	Stroomafwaarts	1050	-4 - - 5	2c
193	Stroomafwaarts	1050	8 - 7	2c
101	Stroomafwaarts	1150	-77 - - 79	3

Peilbuis	Ligging	Afstand tot bron (m)	Filterstelling (m +NAP)	Laag
101	Stroomafwaarts	1150	-63 - - 65	3
101	Stroomafwaarts	1150	-46 - - 48	3
101	Stroomafwaarts	1150	-34 - - 36	3
101	Stroomafwaarts	1150	-21 - - 23	3
101	Stroomafwaarts	1150	-6 - - 8	2c
101	Stroomafwaarts	1150	15 - 13	2c

In onderstaande tabellen is de verontreinigingssituatie in de verschillende jaren van de peilbuizen in de stroombaan weergegeven.

Concentraties peilbuizen 1994

Tabel B3.10 Concentraties peilbuizen 1994

Peilbuis	Filter	Laag	Datum	SO ₄ mg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
5	9 - 8	2c	18 juli 1994	450	38000	16
13	13 - 12	2c	18 juli 1994	180	84000	235
14	9 - 7	2c	18 juli 1994	205	10	10
515	-13 - - 14	2c	21 juli 1994	290	34	10
515	-1 - - 2	2c	21 juli 1994	84	1.050	10
515	8 - 7	2c	21 juli 1994	57	740	7

Concentraties peilbuizen 1995

Tabel B3.11 Concentraties peilbuizen 1995

Peilbuis	Filter	Laag	Datum	SO ₄ mg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
5	9 - 8	2c	04 juli 1995	630	33000	29
13	13 - 12	2c	05 juli 1995	110	31000	55
14	9 - 7	2c	05 juli 1995	180	48	<0,1
515	-13 - - 14	2c	12 juli 1995	290	280	<0,1
515	-1 - - 2	2c	12 juli 1995	130	1.600	16
515	8 - 7	2c	12 juli 1995	87	540	1

Concentraties peilbuizen 1996

Tabel B3.12 Concentraties peilbuizen 1996

Peilbuis	Filter	Laag	Datum	SO ₄ mg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
5	9 - 8	2c	18 juni 1996	559	14000	4
14	13 - 12	2c	27 juni 1996	206	30	0,8
515	9 - 7	2c	18 juni 1996	358	230	1
515	-13 - - 14	2c	18 juni 1996	97	700	8
515	-1 - - 2	2c	18 juni 1996	63	140	3
183	-467 - - 468	3	20 augustus 1996	1279	60	1
183	-24 - - 25	3	20 augustus 1996	1340	320	2,4
183	-5 - - 6	2c	20 augustus 1996	918	15000	2,6
183	9 - 8	2c	20 augustus 1996	722	300	1,5
184	-24 - - 25	3	16 september 1996	3	730	14,7
184	-15 - - 16	3	16 september 1996	1	1300	43,4
184	-5 - - 6	2c	16 september 1996	558	110	3,7
184	10 - 9	2c	16 september 1996	131	50	1,3
176	-23 - - 24	3	16 september 1996	192	240	4,6
176	-1 - - 2	3	16 september 1996	211	60	1
176	-3 - - 4	2c	16 september 1996	186	30	1
176	10 - 9	2c	16 september 1996	55	50	1,7

Concentraties peilbuizen 1997

Tabel B3.13 Concentraties peilbuizen 1997

Peilbuis	Filter	Laag	Datum	SO ₄ mg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
5	wf1	2c	19 september 1997	661	17910	3,3
13	wf3	2c	18 september 1997	215	56600	167
14	mf1	2c	18 september 1997	201	50	0,5
183	-467 - - 468	3	17 juni 1997	1306	120	0,5
183	-24 - - 25	3	17 juni 1997	1473	50	0,5
183	-5 - - 6	2c	17 juni 1997	910	10200	0,5
183	9 - 8	2c	17 juni 1997	788	1250	0,6
184	-24 - - 25	3	16 juni 1997	2	40	1,4
184	-15 - - 16	3	16 juni 1997	0,2	50	1,8
184	-5 - - 6	2c	16 juni 1997	762	40	0,7
184	10 - 9	2c	16 juni 1997	172	20	0,9
176	-23 - - 24	3	16 juni 1997	121	130	11,9
176	-1 - - 2	3	16 juni 1997	188	30	0,5
176	-3 - - 4	2c	17 juni 1997	253	60	3,1
176	10 - 9	2c	12 juni 1997	54	250	6,3

Concentraties peilbuizen 1998

Tabel B3.14 Concentraties peilbuizen 1998

Peilbuis	Filter	Laag	Datum	SO ₄ mg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
72	11 - 10	2c	Mei 1998	651	1280	0,5
92	-7 - - 9	2c	Mei 1998	350	100	5,9
92	2 - 0	2c	Mei 1998	226	190	1,7
92	12 - 10	2c	Mei 1998	2313	539200	764
91	-6 - - 8	2c	Mei 1998	1718	368200	1127
91	3 - 1	2c	Mei 1998	2192	560	0,10
91	12 - 10	2c	Mei 1998	1716	47740	11
515	9 - 7	2c	Mei 1998	402	650	0,5
515	-13 - - 14	2c	Mei 1998	197	1280	11
515	-1 - - 2	2c	Mei 1998	63	100	0,5
192	-24 - - 25	3	Mei 1998	0,2	30	2,8
192	-14 - - 15	3	Mei 1998	2	10	0,2
192	-4 - - 5	2c	Mei 1998	19	20	0,8
192	8 - 7	2c	Mei 1998	51	10	0,3
193	-24 - - 25	3	Mei 1998	39	20	0,5
193	-14 - - 15	3	Mei 1998	169	60	0,8
193	-4 - - 5	2c	Mei 1998	58	50	0,4
193	8 - 7	2c	Mei 1998	83	80	0,6
101	-77 - - 79	3	Mei 1998	25	10	0,5
101	-63 - - 65	3	Mei 1998	6	60	0,5
101	-46 - - 48	3	Mei 1998	30	150	0,4
101	-34 - - 36	3	Mei 1998	67	80	0,3
101	-21 - - 23	3	Mei 1998	16	30	0,1
101	-6 - - 8	2c	Mei 1998	15	30	0,1
101	15 - 13	2c	Mei 1998	9	30	0,5

Maatregelen

Reeds uitgevoerde maatregelen

- Verspreiding van de grondwaterverontreiniging wordt momenteel voorkomen door het in 1992 geïnstalleerde geohydrologische beheerssysteem (GBS)
- Verwijdering van alle redelijkerwijs af te graven kelderassen
- Aanbrengen van een waterdoorlatende bovenafdichting op de jarosietbekkens en de gipsbekkens (in afrondingsfase)
- Verwijdering van verontreinigd slib uit de klaarvijvers

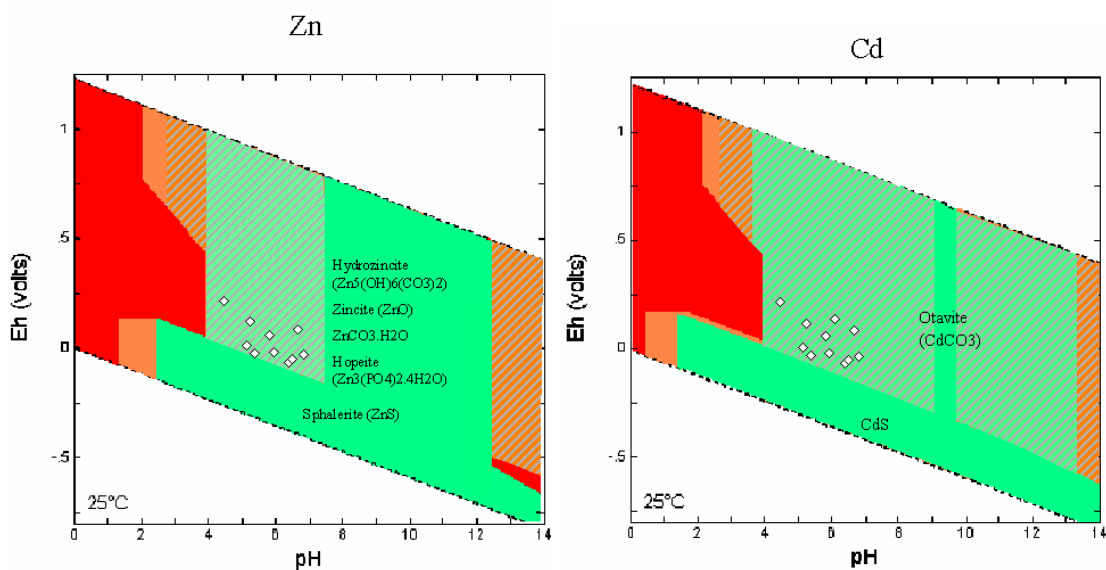
Rapporten

- Plan van aanpak terrein Budelco B.V. te Budel Dorplein, R3386120, Tauw, 1995
- In-situ bioleaching van met zware metalen verontreinigde grond, fase I.2: Karakterisering, R3540170.H05/JJS/RVB, Tauw, mei 1997
- Haalbaarheidsonderzoek in-situ immobilisatie van zware metalen in grondwater industrieterrein Budel Dorplein door microbiologische sulfide productie, R3440303.W03/JJS, Tauw-Novem, oktober 1997
- Evaluatie 1998 beheersing residubekkens 1,2,3 en 4a (periode 1995 t/m 1997) Budelco B.V. te Budel Dorplein, R3586804.D03 hoofdrapport A, Tauw, december 1998
- Evaluatie 1998 beheersing residubekkens 1,2,3 en 4a (periode 1995 t/m 1997) Budelco B.V. te Budel Dorplein, R3586804.D02 hoofdrapport B, Tauw, december 1998
- Evaluatie 1998 beheersing residubekkens 1,2,3 en 4a (periode 1995 t/m 1997) Budelco B.V. te Budel Dorplein, R3586804.D03 bijlagenrapport, Tauw, december 1998
- Vastlegging van metalen bij transport door de bodem, Industrieterrein Budel-Dorplein, R3651746.D02, Tauw, juni 1999
- Actualisatie Evaluatie 1998 beheersing residubekkens Budelco bv te Budel Dorplein, gemeente Cranendonck, R001-3905365JBD-D01-D, Tauw, december 2000

Resultaten modellering

Vastleggingsindicator

Op basis van metingen van pH en redoxpotentiaal in het bron- en pluimgebied (Tabel b3.7) is de vastleggingsindicator ingevuld. Dit is gedaan voor Zn (de belangrijkste verontreiniging op de locatie) maar ook voor Cd (wordt hieronder enkele keren besproken). Het resultaat daarvan is in Figuur B3.1 weergegeven.



Figuur B3.1 Vastleggingsindicator voor zink en cadmium (locatie Nedcoat verzinkerij, Mook)

In het bron- pluimgebied wijzen de gemeten pH en Eh waarden uit dat er voldoende kans is op vastlegging door adsorptie². Met de rekensheet kan worden uitgerekend wat het benodigde bodemvolume is voor volledige vastlegging.

² Bovendien liggen de redoxwaarden soms dichtbij het veld voor sulfides; plaatselijke precipitatie van ZnS is in de praktijk daarom niet uitgesloten.

We kijken alleen naar de verontreiniging onder de kelderassen. We hebben de rekensheet alleen gebruikt voor zink (de belangrijkste verontreiniging); voor cadmium waren geen schattingen beschikbaar van de geloosde vracht.

De rekensheet is ingevuld gebruik makend van meetgegevens van de hoeveelheden adsorptieoppervlak in het pluimgebied. Er is behoorlijk wat spreiding in de meetgegevens van onder andere oxides en humusgehalte, maar voor de berekening is uitgegaan van de volgende waarden (~ gemiddelden uit tabel B3.5), nl. 5.5 g Fe+Al oxide/kg (afgeleid uit gemiddelde totale Fe en Al concentraties, Tabel B3.5), 1 % lutum, 1 % organische stof. Er is uitgegaan van een gemiddelde waarde voor DOC van 1 mg/L (Tabel B3.6 en B3.7). De totale vracht van de verontreiniging die zich nu in de grond en grondwater onder de kelderassen bevindt is geschat op ongeveer 7.000.000 kg Zn (Tabel B3.8).

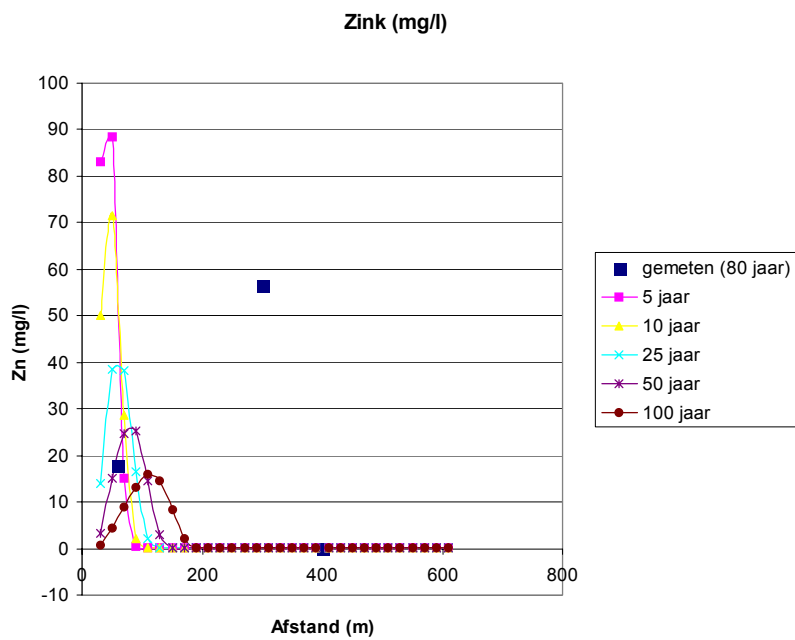
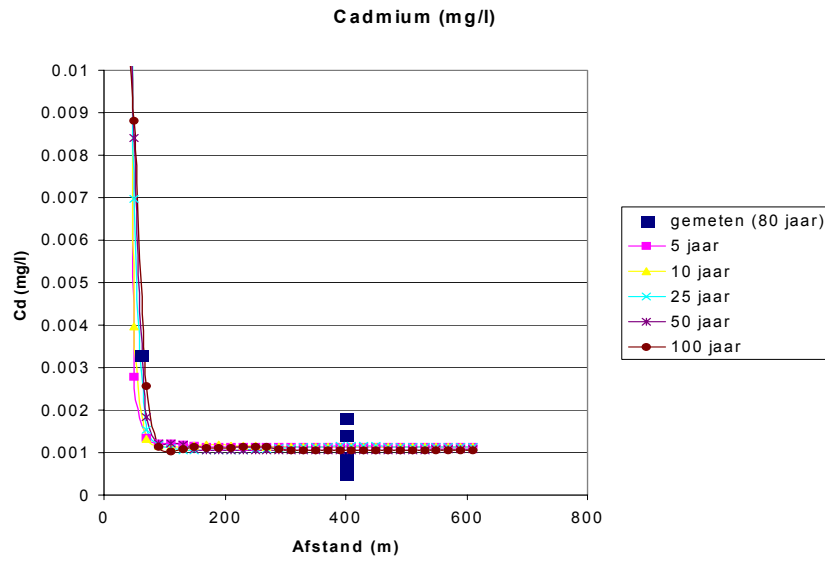
De uitkomst van de rekensheet is dat er bij een gemiddelde pH van 6 (representatief voor het pluimgebied) een bodemvolume van ongeveer $2 \times 10^8 \text{ m}^3$ nodig is voor vastlegging. De huidige grootte van de grondwaterverontreiniging wordt geschat op $2.7 \times 10^7 \text{ m}^3$ (tabel B3.8). De conclusie is dat de pluim dus nog flink zal groeien (meer dan 7 x zo groot) voordat in theorie de t-waarde voor zink overal is bereikt.

Forward transportberekening

Ter validatie van de uitkomst van de vastleggingsindicator is een 1D-transportmodel opgezet dat zoveel mogelijk de situatie op de betreffende locatie nabootst. Qua chemie is gebruik gemaakt van de beschikbare gegevens over de locatie en van dezelfde modellen die gebruikt zijn bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator.

Het model is opgezet in Orchestra (Meeussen, 2003) voor een stroombaan van 600 meter en een (horizontale) stroomsnelheid van 20 meter per jaar. De eerste twee cellen van het transportmodel zijn representatief voor de bronterm en de eerste lagen van de bodem (tot een laag van in totaal 30 meter) en is geëquilibreerd met een concentratie zink in het poriewater van 100.000 $\mu\text{g/L}$, hetgeen overeenkomt met concentraties die anno nu in het brongebied worden gemeten (onder andere Tabel B3.14). Het model rekt hierbij zelf de totaalconcentratie uit in deze laag (nodig voor nalevering bronterm); deze blijkt bij pH 4.5 te resulteren in een vaste faseconcentratie van ca. 450 mg/kg hetgeen aardig in de buurt komt van de metingen (250 mg/kg, Tabel B3.8). We hebben ook het transport van Cd meegerekend; Cd is vastgezet op een concentratie van 112 $\mu\text{g/L}$ in het poriewater (varieert sterk tussen 50 - 7500 $\mu\text{g/L}$).

De pH in het brongebied is vastgezet op 4.5; in het pluimgebied is de pH vastgezet op 5.8 (n.a.v. gegevens in Tabel B3.7). De macrochemie van het grondwater is vastgezet op 10^{-3} M CaCl_2 (dit blijkt goed bruikbaar als alternatieve achtergrondconcentratie bij het voorspellen van het uitloggedrag van metalen in de verontreinigde bodems van Dijkstra et al, 2004; ongepubliceerd). Verder bestaat de macrosamenstelling uit Fe en Al (opgelegd door ferrihydriet en gibbsiet). Het oplossen en neerslaan van diverse zinkmineralen is toegestaan in het model.



Figuur B3.2. Resultaat speciatie- en transportberekening met Orchestra voor de Zn- en Cd verspreiding op de locatie Budel (mg/l in grondwater op verschillende afstanden van de bron).

De uitkomst van dit rekenscenario voor Zn en Cd is weergegeven in Figuur B3.2, als concentratie (mg/L) als functie van de diepte voor verschillende rekestijden. De rekestijd van 80 jaar is representatief voor de huidige situatie.

De lijnen berekend voor 50 en 100 jaar (voor zover zichtbaar) zijn representatief voor de huidige situatie (circa 80 jaar). Meetpunten zijn weergegeven in de figuur (1997; Tabel b3.13, representatieve waarden uit peilbuizen 5, 13, 184, 176, 515 et cetera).

Het is in deze case moeilijk om met de beschikbare meetgegevens uitspraken te doen over hoe het model in staat is de meetgegevens te voorspellen. Uit Figuur B3.2 lijkt het model de metingen voor Zn dichtbij het brongebied redelijk te beschrijven, behalve de hoge waarde in peilbuis 13. Meetwaarden op enige afstand van de bron (> 400 meter) vallen in de ordegroute 20 - 50 ug/L. Deze waarden vallen in het niet bij de beginconcentraties van ca. 100 mg/L en liggen in de figuur daarom op de x-as; het model voorspelt op die afstand nog geen doorbraak. De concentratie Cd in het brongebied lijkt redelijk te worden voorspeld; waarden op grotere afstand worden bepaald door de achtergrond (de achtergrond voor Cd in het model is vastgezet op 0.001 mg/L en is dus niet een *voorspelde* waarde). Uit de modelresultaten blijkt dat de verontreiniging nog lang niet is vastgelegd tot t- waarde niveau; de pluim zal zich naar verwachting aanzienlijk gaan uitbreiden over een periode die verder strekt dan de nu berekende 100 jaar. De verwachte grote uitbreiding van de pluim is consistent met de resultaten van de vastleggingsindicator.

Er vallen twee dingen op aan de modelresultaten. Ten eerste, het transport van Zn en Cd vanaf de bron gaat niet zo heel erg snel (200 meter in 80 jaar voor Zn, nog veel minder voor Cd). Gezien de meetdata (peilbuis 13) zou het dus kunnen dat er meerdere bronnen zijn die de gemeten Zn (en Cd) concentraties kunnen verklaren. Ten tweede valt op dat uit de berekeningen blijkt dat Zn sneller transporteert dan Cd (op dit moment valt uit de beschikbare gegevens niet te concluderen of dit ook overeenkomt met de werkelijkheid). Echter, in de rekensheet behorende bij de vastleggingsindicator blijkt dat bij gelijke vrachten van Cd en Zn, er voor Cd veel meer bodemmateriaal nodig is om een verontreiniging vast te leggen dan voor Zn (scheelt een factor 20-30). Op basis van de vastleggingsindicator zou men op het eerste gezicht dus verwachten dat juist Cd sneller zou transporteren dan Zn.

Deze schijnbare discrepantie heeft waarschijnlijk te maken met niet-lineariteit van adsorptie. Hoewel Zn en Cd een vergelijkbare reactiviteit bezitten voor adsorptie (zie b.v. Dijkstra et al, 2004), reizen hoge concentraties over het algemeen sneller dan lage (als gevolg van niet-lineariteit van binding). In het transportmodel wordt het verschil in retardatie daarom waarschijnlijk verklaard doordat Zn in veel hogere concentraties voorkomt in de bronterm dan Cd. Hieraan gerelateerd is het feit dat de stofafhankelijke coëfficiënten in de vastleggingsindicator afgeleid zijn voor één unieke situatie, namelijk de t- waarde in grondwater (die weer veel lager is dan de concentraties in het gebruikte transportmodel). Aangezien de binding van metalen aan bodembestanddelen niet lineair is, kan het bindingsgedrag bij verschillende concentraties dus verschillend zijn. Op basis van dit resultaat is er dus geen aanleiding om de vastleggingsindicator aan te passen.

Conclusies

Specifiek over de vastleggingsindicator:

- De vastleggingsindicator geeft voor meetpunten in de pluim de kleur 'gearceerd groen' aan. De rekensheet berekent een benodigd bodemvolume voor vastlegging dat meer dan 7x groter is dan het huidige volume van de verontreiniging. Het forward transportmodel lijkt, binnen de grenzen van de beschikbare gegevens, redelijk in staat om de metingen op enige afstand van de bron te verklaren, maar geeft ook aan dat de vracht nog lang niet is vastgelegd tot onder t- waarde niveau. Dit resultaat is consistent met de vastleggingsindicator. Er is geen reden om de vastleggingsindicator op grond van deze case aan te passen.
- Het transportmodel kan verder worden verbeterd indien er 2D of 3D transport wordt meegenomen. Dit houdt verband met de mogelijke invloed van horizontale en verticale verdunning en de mogelijkheid om meerdere bronnen mee te nemen in het model. Wel is er dan meer informatie nodig omtrent de bron (met name vracht en uitloogsnelheid).

Specifiek voor de case Budel:

- De hoge concentraties die gemeten zijn in peilbuis 13 zijn mogelijk van een secundaire bron afkomstig omdat deze niet door het transportmodel wordt verklaard.

Bijlage

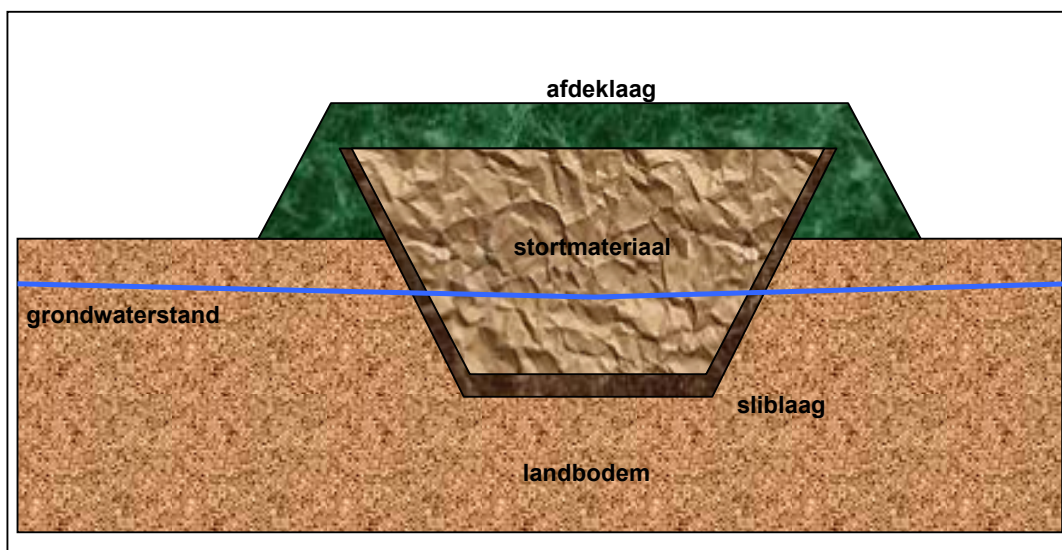
4

Gegevens en resultaten modellering locatie Nieuw Buinen

Evaluatie gegevens

Locatie

De verontreiniging is ontstaan door het dempen van wijken (sloten) met beeldbuisglas (scherven). Dit materiaal is gestort in de jaren vijftig/zestig. Onderstaand is een doorsnede van de stort gegeven. De verontreiniging is momenteel circa 45 jaar oud. Door ontgravingen in de omgeving ligt het stortmateriaal gedeeltelijk boven het huidige maaiveld (zie onderstaande figuur).



Verontreinigingssituatie

Tabel B4.1 Samenstelling stortmateriaal/slib

Parameter	Stortmateriaal in de wijk	Slib (1) in de gedempte wijk
Gloeiverlies (% van ds)	<1	10,4 (2)
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	27	389
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	9	128
Totaal-S (mg S/kg ds)	60	4.100
Cadmium (mg/kg ds)	24	22
Barium (mg/kg ds)	2.200	-
Zink (mg/kg ds)	50	275
Calcium (mg/kg ds)	850	-

(1) Berekende samenstelling mengmonster op basis samenstelling deelmonster

Bodemopbouw en geohydrologie

Tabel B4.2 Regionale bodemopbouw

Diepte (m -mv)	Samenstelling	Geohydrologische eenheid
0-2	Veen (reeds afgegraven)	Voormalige deklaag
2-12	Slibhoudende zanden	Deklaag/freatisch grondwater
12-22	Sterk slibhoudende zanden	Freatisch grondwater
22-32	Matig fijn zand met klei en veenlagen	Scheidende laag
32-40	Grof zand	Eerste watervoerende pakket
>50	Fijne tot matig grove slibhoudende zanden en klei	Scheidende laag

Maaiveldhoogte is circa 7 tot 9 m +NAP

Locale bodemopbouw

Lokaal is tot 6,0 m -mv fijn tot matig grof zand waargenomen. Plaatselijk is het zand lemig van samenstelling.

Tabel B4.3 Geohydrologie

	Freatisch grondwater	1 ^e watervoerend pakket
Stromingsrichting	Noord Infiltratie (stijghoogte is 0-1 m hoger dan WVP)	Noord
Grondwaterstand	6 à 6,5 m +NAP (0,5 à 2,5 m -mv)	

De verspreiding van de verontreiniging wordt waarschijnlijk bepaald door infiltratie van water door de slootbodern. Hierdoor verplaatst de verontreiniging zich primair in verticale richting.

Ondermeer door wisselingen in het slootpeil en grondwaterpeil kan ook enige horizontale verspreiding optreden. De mate van infiltratie is niet bekend, gedacht wordt aan 100 mm/j.

Afhankelijk van de dikte en samenstelling van de sliblaag, kan dit van plaats tot plaats variëren.

Samenstelling grond en grondwater

Tabel B4.4 Samenstelling grond

Samenstelling	Landbodem direct onder de sliblaag	Landbodem direct onder de sliblaag	Landbodem in de pluim	Landbodem op diepte in de pluim
Diepte	4,1-5,5	3,9-5,0	5-6 m -mv	9-10 m -mv
Macrocomponenten				
Droge stof (% m/m)	87,5	86,5	83,9	84,8
Organische stof IB (% van ds)	<0,1	<0,1	0,1	0,3
Lutum (% van ds)	<1	n.b.	2,0	2,0
Aluminium (1) (g/kg ds)	n.b.	n.b.	0,08	0,08
IJzer (1) (g/kg ds)	n.b.l	n.b.	0,13	0,22
Zware metalen				
Arseen (mg/kg ds)	6	<5	<5	<5
Cadmium (mg/kg ds)	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
Chroom (mg/kg ds)	5	5	6	9
Koper (mg/kg ds)	1,5	2	1,5	1,5
Kwik (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lood (mg/kg ds)	1,5	2,5	2,0	2,5
Nikkel (mg/kg ds)	3,0	3	3,0	9
Zink (mg/kg ds)	6	6	6	7

(1) Oxalaat-extraheerbaar

n.b. Niet bepaald

Tabel B4.5 Grondwater in stortmateriaal net boven de sliblaag.

De hoge nikkel- en zinkconcentraties in peilbuis 4304 zijn tamelijk uitzonderlijk. De range van barium en cadmium is wel normaal.

Omschrijving	4301 F(200-300)	Pb 4304 F(2,1-3,1)
Datum	23-2-2004	19-4-2004
barium (Ba) (µg/l)	1400	440
cadmium (Cd) (µg/l)	1,2	7
nikkel (Ni) (µg/l)	190	1100
zink (Zn) (µg/l)	10	600
MACROPARAMETERS		
bromide (mg/l)	0,18	
chloride (mg/l)	31	
aluminium (Al)	65	
calcium (Ca)	200000	
ijzer (Fe)	65000	
nitraat als N (mg/l)	<0,05	
bicarbonaat (HCO ₃ ⁻) gehalte (mmol/l)	14	
carbonaat (CO ₃ ²⁻) gehalte (mmol/l)	<0,1	
DOC vlg. NPR 6522 (mg DOC/l)	78	
sulfaat (mg/l)	19	
Redox mV	69	
O ₂ mg/l	0,37	
pH (-)	6,0	
EC (µS/cm)	1269	

Tabel B4.6 Grondwater direct onder de sliblaag (in de landbodem)

Op meerdere plaatsen worden op een diepte van 5 tot 6 m –mv verhoogde concentraties van barium en nikkel aangetroffen. Cadmium en zink zijn op deze diepte niet duidelijk verhoogd. De zijdelingse verspreiding is (zeer) beperkt.

Omschrijving	Pb 4302 F(4,5-5,5)	Pb 4306 F(3,5-4,5)
Datum	19-4-2004	19-4-2004
barium (Ba) (µg/l)	1600	250
cadmium (Cd) (µg/l)	0,1	0,2
nikkel (Ni) (µg/l)	49	80
zink (Zn) (µg/l)	13	60
MACROPARAMETERS		
bromide (mg/l)	0,15	
chloride (mg/l)	17	
aluminium (Al)	<30	
calcium (Ca)	200000	
ijzer (Fe)	50000	
nitraat als N (mg/l)	<0,05	
bicarbonaat (HCO ₃ ⁻) gehalte (mmol/l)	16	
carbonaat (CO ₃ ²⁻) gehalte (mmol/l)	<0,1	
DOC vlg. NPR 6522 (mg DOC/l)	26	
sulfaat (mg/l)	29	
Redox mV	-138	
O ₂ mg/l	0,4	
pH (-)	8,0	
EC (µS/cm)	1333	

Tabel B4.7 Dieper grondwater (in de landbodem, concentraties in µg/l, tenzij anders vermeld)

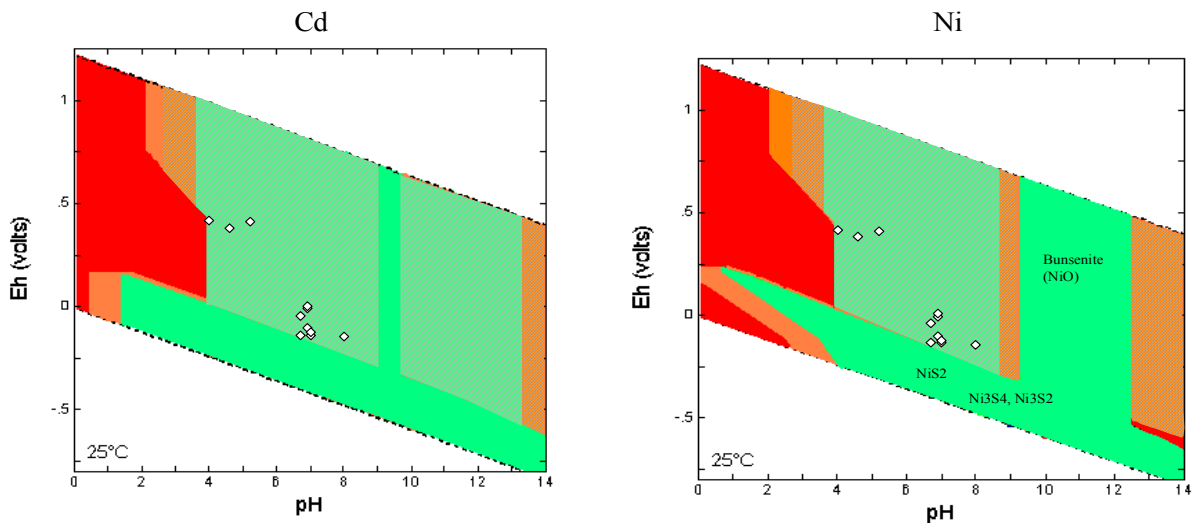
Omschrijving	Pb 4318 F(5.0-6.0)	Pb 4318 F(5-6)	Pb 4318 F(5-6)	Pb 4318 F(9.0-10.0)	Pb 4318 F(9-10)	Pb 4318 F(9-10)
Datum	30-8-2004	26-4-2005	26-7-2005	30-8-2004	26-4-2005	26-7-2005
barium (Ba)	120	120	95	43	65	46
cadmium (Cd)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
nikkel (Ni)	8	9	8	39	17	21
zink (Zn)	12	37	65	20	20	70
pH (-)	6,0			5,8		
EC (µS/cm)	302			150		
Redox mV	-			-		
O2 mg/l	-			-		

Natuurlijke vastlegging

De mogelijkheden voor natuurlijke vastlegging van cadmium en nikkel zijn eerst beoordeeld met de vastleggingsindicator. Dit is een pH-redox diagram met groen, oranje en rood gekleurde zones die betekenen dat de condities respectievelijk kansrijk, onzeker en ongunstig zijn voor natuurlijke vastlegging. De indicatoren voor cadmium en nikkel zijn afgebeeld in figuur B4.1. Hieruit blijkt dat er twee groepen van punten zijn:

1. Neutrale pH-waarden in combinatie met anaërobe redoxcondities: dit zijn de monsterpunten in en onder de wijkbodem
2. Licht zure pH-waarden in combinatie met (sub)aërobe redoxcondities: dit zijn de monsterpunten naast de wijk

De punten ad 1. grenzen aan het stabiliteitsgebied van de sulfiden. Aangezien het moeilijk is om de redoxpotentiaal exact te bepalen (een spreiding van +/- 50 mV is mogelijk) en gezien de analyseresultaten van de sliblaag, die wijzen op de aanwezigheid van sulfides, wordt geconcludeerd dat precipitatie van sulfides in de sliblaag in beginsel mogelijk is. De redoxpotentiaal is echter niet op elke plaats voldoende laag en ook is het de vraag of de natuurlijke vastleggingscapaciteit op langere termijn voldoende is. Als sulfideprecipitatie niet optreedt, zal vastlegging optreden door adsorptie-processen. In het groen gearceerde gebied is sorptie het proces dat de vastlegging bepaalt.



Figuur B4.1 Vastleggingsindicator voor cadmium (links) en nikkel (rechts)

Resultaten modellering

Vastleggingsindicator

Op basis van metingen van pH en redoxpotentiaal in het bron- en pluimgebied zijn berekeningen gedaan met de vastleggingsindicator. Dit is gedaan voor nikkel, cadmium en zink. Bij de pH en Eh waarden die in het bron- en pluimgebied zijn gemeten is er voor nikkel, cadmium en zink een goede kans op vastlegging door adsorptie. In de voorgaande figuur zijn de resultaten van nikkel en cadmium afgebeeld.

Met behulp van de concentraties die anno nu gemeten zijn in het stortmateriaal en in de bodem zijn de totaal vast te leggen 'vrachten' geschat per m² bodemoppervlak. Deze zijn ingevoerd in de rekensheet van de vastleggingsindicator. De uitkomsten zijn weergegeven in onderstaande tabel (als diepte van de verontreinigingspluim, m). De uitkomsten zijn berekend bij pH 6 en pH 8 i.v.m. onzekerheid in pH (zie volgende)

	Zn	Cd	Ni
vracht (kg per m ²)	0.19	0.08	0.004
pH 6 (m)	24	800	4.4
pH 8 (m)	16	618	18

Het blijkt dat met name de pluim van Cd zich nog flink zal uitbreiden om overal onder de t-waarde te komen (dit heeft niet zozeer met de mobiliteit van Cd te maken, als wel met de lage t-waarde). Voor Ni en Zn lijkt vastlegging mogelijk; maar deze conclusie berust op ruw geschatte vrachten en een bodem die een zeer lage adsorptiecapaciteit heeft.

In het huidige saneringsplan wordt uitgegaan van immobilisatie/isolatie van de bron en natuurlijke vastlegging in de pluim. Gezien de uitkomsten van deze berekening, waarbij de bron ook is meegenomen, is dit een goede aanpak.

Forward transportberekening

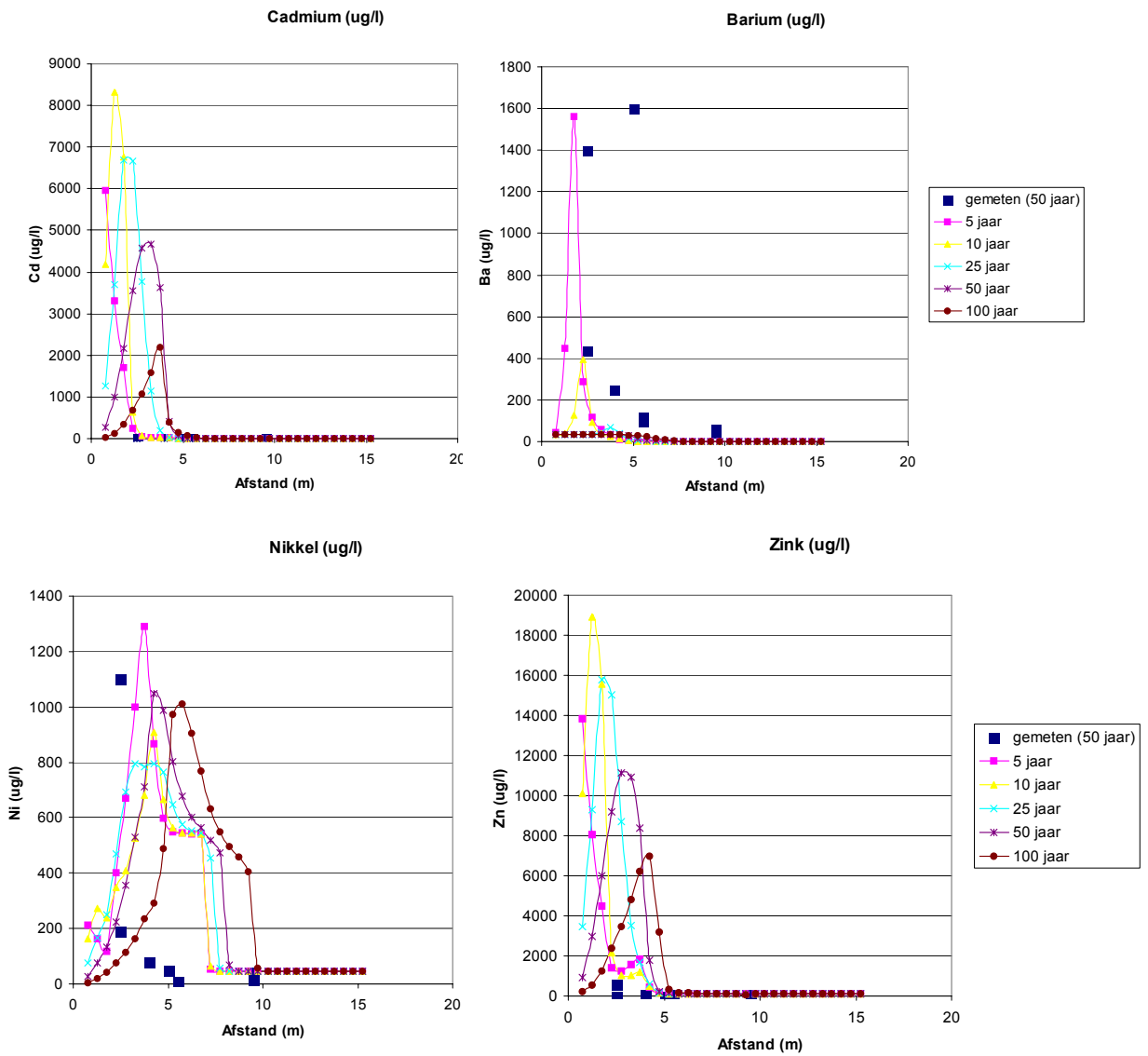
We hebben met een transportmodel getracht de gemeten concentraties te verklaren. De onzekerheden in deze specifieke case zijn zeer groot gebleken. Er zijn nauwelijks gegevens over de vracht, waardoor het moeilijk is om de situatie van 50 jaar geleden na te bootsen (voor een deel is dit een generiek probleem van de onderzochte cases). Totaal Ni in de stort is niet gerapporteerd of bekend/gemeten; totaal Ba in de bodem eveneens. Hieronder volgt een samenvatting van de gegevens die gebruikt zijn voor de transportberekeningen:

Verticale stroming, 100 mm jaar

Dikte gesimuleerde laag 10 m

Het model was niet in staat om de gemeten gegevens te beschrijven. Dit gold vooral voor de concentraties metalen in oplossing in de onderliggende landbodem. De concentraties van Ni en

Zn werden met een factor 100 - 1000 overschat (niet getoond). Het gebruikte model is succesvol gebleken voor een veelheid van bodems onder verschillende omstandigheden (Dijkstra et al., 2004), dus een dergelijke overschatting ligt vermoedelijk aan inputparameters. Dit kan bijvoorbeeld zijn een onderschatting van de bindingscapaciteit (lijkt onwaarschijnlijk) of een onnauwkeurigheid van de gemeten pH waarde (waarschijnlijker, omdat het model daar zeer gevoelig voor is). Algemene oorzaken hiervan kunnen o.a. zijn de beïnvloeding van de pH door toetreding CO₂, oxidatie van gereduceerd grondwater e.d.. Let bijvoorbeeld op het feit dat hoewel de pH in het stortmateriaal en de bodem resp. 6 en 8 is, de concentratie bicarbonaat hetzelfde is (14 mmol/l), hetgeen onwaarschijnlijk is. Wanneer de pH in de bodem op 8 wordt gezet (identiek aan de sliblaag) liggen de berekende waarden dicht bij de metingen voor alle elementen. Men moet bedenken dat de resultaten dus zeer gevoelig zijn voor de gemaakte keuze van pH. De resultaten zijn weergegeven in Figuur B4.2.



Figuur B4.2. Resultaat speciatie- en transportberekening met Orchestra voor de verspreiding van Cd, Ba, Ni en Zn op de Nieuw-Buinen locatie (in grondwater op verschillende afstanden van de bron). De lijn berekend voor 50 jaar (voor zover zichtbaar) is representatief voor de huidige situatie.

Het is duidelijk uit de figuren dat de gemeten mobiliteit van de metalen, en met name Cd en Zn, lager is dan de berekende mobiliteit. Aangezien het stortmateriaal uit afval bestaat (beeldbuizen et cetera) is het echter goed mogelijk dat er maar een (klein) deel van het totale gehalte van metalen beschikbaar is voor uitloging. In welke mate dit het geval is, is onbekend. Een lagere beschikbaarheid zou het modelresultaat echter aanzienlijk kunnen verbeteren.

Een andere reden voor de discrepantie tussen model en metingen kan zijn (zoals eerder vermeld) dat de gemeten redoxpotentialen overschattingen zijn van de werkelijke redoxpotentialen. In dat geval is precipitatie van sulfiden mogelijk, hetgeen de mobiliteit van metalen drastisch kan inperken. In het transportmodel precipiteren geen sulfiden bij de gemeten redoxpotentialen. Voor Ba lijkt de modelbeschrijving behoorlijk goed, maar het beschikbare gehalte is niet gemeten en voor de berekening gelijk gesteld aan dat van Cd.

Conclusies

Gezien de onzekerheden heeft het weinig zin om uitspraken te doen over het perspectief van vastlegging, of het wel of niet aanpassen van de vastleggingsindicator. Wat wel gezegd kan worden, is dat de mobiliteit door de geochemische modellen in dit geval wordt overschat. Dit kan liggen aan de mogelijkheid dat de beschikbare metaalconcentratie lager is dan de totale metaalconcentratie (chemische vorm van de verontreiniging) en/of de precipitatie van sulfiden. Het aspect van chemische vorm van de verontreiniging (dus dat niet 100 % beschikbaar hoeft te zijn) is een algemeen aspect dat aandacht behoeft bij gebruikers van de vastleggingsindicator.

Bijlage

5

Gegevens en resultaten modellering locatie Ullerberg

Evaluatie gegevens

Gebruik locatie

De locatie is vanaf 1979 in gebruik als stortplaats van huishoudelijk en bedrijfsafval. Momenteel is een groot deel van de stortplaats voorzien van een bovenafdichting, in een deel wordt nog steeds gestort. Vanaf juli 1992 is rondom de stortplaats periodiek een grondwatermonitoring uitgevoerd.

Landgebruik in de pluim

Militair oefenterrein / natuurgebied

Potentieel bedreigde objecten

Geen

Geohydrologie

De geohydrologie is uitgebreid beschreven in Tauw rapport R3312178.102/MCL/wp51 d.d. januari 1994. In het gebied bevindt zich op een diepte van circa 40 meter – maaiveld een scheidende leemlaag. Boven de leemlaag stroomt het grondwater met een snelheid van 30 – 40 m/jaar in zuidwestelijke richting, onder de leemlaag is de stroming noordwestelijk met een snelheid van 25 – 35 m/jaar. De verontreiniging bevindt zich boven de leemlaag.

Macrochemie

De resultaten van de analyse van de *grondmonsters* zijn samengevat in tabel B5.1.

Tabel B5.1 Samenstelling grondmonsters

Nummer grondmonster	MM1	MM2
Diepte (m -mv)	20-20,15	30-30,15
Zintuiglijke waarneming	uiterst grof zandig	matig grof zandig
Droge stof (%)	82,1	82,5
Organische stof (% van d.s.)	<1	<1
Fractie < 2 µm	<1	<1
Calciumcarbonaat (g/kg d.s.)	<1	40
IJzer (mg/kg d.s.)	3.300	6.500
Aluminium (mg/kg d.s.)	2.500	3.100
Nikkel (mg/kg d.s.)	6	7
Arseen (mg/kg d.s.)	1,0	1,0

Hieruit kan het volgende worden afgeleid:

1. Beide lagen zijn sterk zandig, er is weinig organische stof en weinig lutum aanwezig
2. Het gehalte calciumcarbonaat in de onderste laag is aanmerkelijk hoger dan in de bovenste laag
3. De onderste laag bevat daarnaast meer ijzer en aluminium, waardoor een grotere adsorptie van arseen en nikkel kan optreden
4. De gehalten aan arseen en nikkel zijn in beide grondmonsters ruim onder de streefwaardes van 16 en respectievelijk 11 mg/kg d.s. Er ontstaat dus geen verontreinigingsprobleem als deze gehalten met enkele milligrammen stijgen door adsorptie of precipitatie van in het grondwater aanwezig nikkel en arseen

Grondwater

De samenstelling van het grondwater dat is gebruikt voor schudproeven is weergegeven in tabel B5.2. Hieruit blijkt dat de ijzer- en calciumconcentratie in het niet-beïnvloede monster (4-2) relatief laag zijn. In filters 2 en 3 van peilbuis 17 zijn de concentraties van ijzer en calcium veel hoger, hetgeen mogelijk de adsorptie van nikkel nadelig beïnvloedt.

Tabel B5.2 Samenstelling grondwater voor de schudproeven

Peilbuisfilter	4-2	17-2	17-3
Arseen ($\mu\text{g/l}$)	1,0	2,5	40
Nikkel ($\mu\text{g/l}$)	<5	110	110
Ijzer (mg/l)	<0,02	5,5	20
Calcium (mg/l)	20	110	220
E_H (mV)	351	151	139
EC ($\mu\text{S/cm}$)	215	2.770	2.970
pH	7,2	7,0	6,8

De resultaten van de analyses voor de bepaling van de redoxtoestand zijn in tabel B5.3 weergegeven.

Tabel B5.3 Resultaten chemische analyses voor bepaling redoxtoestand

Peilbuis	Ca	Fe-tot	Fe(II)	nitraat	sulfaat	carbonaat	DOC	pH
Filterdiepte	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg N/l)	(mg/l)	(mmol/l)	(mg/l)	
(m -mv/m +NAP)								
Pb 4 F(22,0/1,0)	21	<0,02	<0,1	1,9	22	0,6	0,7	7,0
Pb 7 F(22,0/6,1)	260	0,11	<0,1	0,16	18	4,6	0,4	7,0
Pb 7 F(32,9/-4,9)	130	4,1	1,7	<0,05	1,4	14	21	7,1
Pb 7 F(45,8/-17,8)	110	<0,02	<0,1	7,4	46	13	5,9	7,2
Pb 9 F(22,0/n.b.)	80	<0,02	0,1	4,9	30	3,7	0,5	7,2
Pb 9 F(35,0/n.b.)	160	2,0	2,0	<0,05	1,7	17	25	7,1
Pb 9 F(40,0/n.b.)	210	1,3	1,3	<0,05	1,9	15	20	7,2
Pb 17 F(12,0/11,1)	11	0,06	<0,1	3,4	26	0,2	1,7	7,0
Pb 17 F(22,0/1,2)	100	8,0	7,4	<0,05	0,62	20	39	7,2
Pb 17 F(33,0/-9,8)	220	20	11	<0,05	0,17	15	49	7,2
Pb 19 F(20,0/10,2)	20	6,5	0,2	2,1	26	0,8	0,3	7,1
Pb 19 F(30,0/0,2)	75	22	21	<0,05	0,86	17	26	7,2
Pb 19 F(40,0/-9,9)	190	23	26	<0,05	<0,10	15	28	7,3
Pb 23 F(20,0/8,7)	33	<0,02	0,4	0,81	57	<0,1	7,1	7,1
Pb 23 F(30,0/-1,4)	120	<0,02	0,2	<0,05	3,2	<0,1	49	7,3
Pb 23 F(39,2/-10,6)	180	0,075	0,2	<0,05	2,3	<0,1	76	7,3

Uit voorgaande tabel volgt dat stroomopwaarts van de stortplaats (peilbuis 4) het grondwater relatief veel nitraat en sulfaat bevat en nauwelijks ijzer en DOC bevat. Dit geeft aan dat het grondwater stroomopwaarts oxiderend of beperkt nitraatreducerend is. Vergelijkbare waarden voor nitraat, sulfaat, ijzer en DOC worden gevonden in de bovenste filters van peilbuizen 7 tot en met 23. Dit is ook verwacht aangezien in deze filters ook geen verhoogde gehalten aan zware metalen en andere verontreinigingen zijn waargenomen bij de monitoring voor het jaar 2002 (Tauw-rapportnummer R001-3989666LTB-D01-D). Het grondwater in deze filters wordt dus niet beïnvloed door de stortplaats.

In filters 2 en 3 van peilbuizen 7 tot en met 23 zijn de nitraat- en sulfaatconcentraties afgenomen en is het gehalte aan ijzer toegenomen. Dit geeft aan dat er een verschuiving heeft plaatsgevonden naar ijzer- en sulfaatreducerende omstandigheden in het grondwater.

De toename van de gehalten Fe-tot en Fe(II) komen sterk overeen, hetgeen aangeeft dat het verhoogde gehalte aan ijzer-totaal in het grondwater volledig veroorzaakt wordt door een verhoogd gehalte aan Fe(II).

De verandering van de redoxtoestand kan worden gerelateerd aan het verhoogde gehalte aan DOC wat geoxideerd wordt door de aanwezige elektronenacceptoren (in de volgorde: zuurstof, nitraat, Fe(III)³, sulfaat) welke hierdoor verdwijnen. Het verhoogde gehalte aan DOC is veroorzaakt door vroegere emissies van organische stof vanuit het stortlichaam⁴.

Met toenemende afstand tot de stortplaats (peilbuis 19 → peilbuis 9 → peilbuis 7) neemt de invloed van de stortplaats op de redoxtoestand van het grondwater af. Dit is met name te zien aan de lagere Fe(II)-gehalten en hogere sulfaatgehalten in filters 2 en 3 van peilbuis 9 en filter 2 van peilbuis 7. Filter 3 van peilbuis 7 staat vermoedelijk op te grote diepte om door de stortplaats beïnvloed te worden.

Loodrecht op de grondwaterstroming (peilbuis 17 → peilbuis 19 → peilbuis 23) valt te zien dat de invloed van de stortplaats aan de rand van de verontreinigingspluim (peilbuis 23) geringer is. In peilbuis 23 zijn de concentraties van nitraat weliswaar afgenomen, maar zijn de concentraties van Fe(II) niet toegenomen. Dit geeft aan dat de redoxtoestand in het grondwater aan de rand van de pluim nitraatreducerend is.

De redoxpotentiaal waarden die in enkele peilbuizen zijn gemeten (tabel B5.3) sluiten goed aan bij het beeld van de macrocomponenten. In peilbuis 17 is de redoxpotentiaal 140-150 mV, dit is een waarde die in het ijzerreducerende gebied ligt. In de niet beïnvloede peilbuis 4 is de redoxpotentiaal 350 mV, deze waarde ligt in het nitraatreducerende gebied.

Verontreinigingssituatie

Het grondwater stroomafwaarts van de stort is sterk verontreinigd met de zware metalen nikkel, arseen en barium.

De verontreiniging is ontstaan door uitloging van zware metalen uit de stort naar het grondwater. Na het aanbrengen van de boven- en onderafdichting ter plaatse van de stort is uitloging van zware metalen vrijwel niet meer opgetreden.

Geschatte omvang en vracht

De geschatte omvang van de grondwaterpluim en de totale vracht van metalen in het grondwater zijn in tabel B5.4 weergegeven.

³ Fe(III) is meestal in niet-opgeloste vorm in de grond aanwezig; bij de oxidatie van DOC door Fe(III) wordt het beter oplosbare Fe(II) gevormd.

⁴ Na het aanbrengen van boven- en onderafdichting zijn er waarschijnlijk vrijwel geen emissies meer opgetreden. Denkbaar is dat de condities onder de stortplaats langzaam zullen veranderen van reducerend naar oxiderend.

Tabel B5.4 Gemiddelde ingeschatte concentraties ($\mu\text{g/l}$) en vracht (kg)

Element	Arseen	Nikkel	Barium	Chloride
Omvang	$6,6 \times 10^5 \text{ m}^3$	$1,84 \times 10^6 \text{ m}^3$	$1,7 \times 10^6 \text{ m}^3$	$1,7 \times 10^6 \text{ m}^3$
Concentratie	120 $\mu\text{g/l}$	125 $\mu\text{g/l}$	1.000 $\mu\text{g/l}$	1.000 mg/l
Vracht	80 kg	230 kg	1.733 kg	$1,7 \times 10^6 \text{ kg}$

Pluimontwikkeling

De pluimontwikkeling met arseen, barium en nikkel wordt inzichtelijk gemaakt door de concentraties in de peilbuizen in verschillende jaren weer te geven welke (ongeveer) in elkaars verlengde langs een stroombaan liggen.

De peilbuizen die hiervoor gebruikt zijn, zijn: 4 (stroomopwaarts), 17, 18, 12, 7, 26, 30 (stroomafwaarts). In beperkte mate zijn gegevens beschikbaar uit de jaren 1993 – 1999, vanaf 2000 worden de meeste peilbuizen jaarlijks gemonitord. De eerste gegevens van de percolaatsamenstelling dateren uit 2000. Er is dus geen goed beeld van de initiële concentraties, immers, de stortplaats is vanaf 1979 in gebruik. De concentraties in 2004 en 2005 zijn vermeld in tabel B5.5.

Tabel B5.5 Concentraties verontreinigingen (in µg/l) in grondwater in 2004-2005

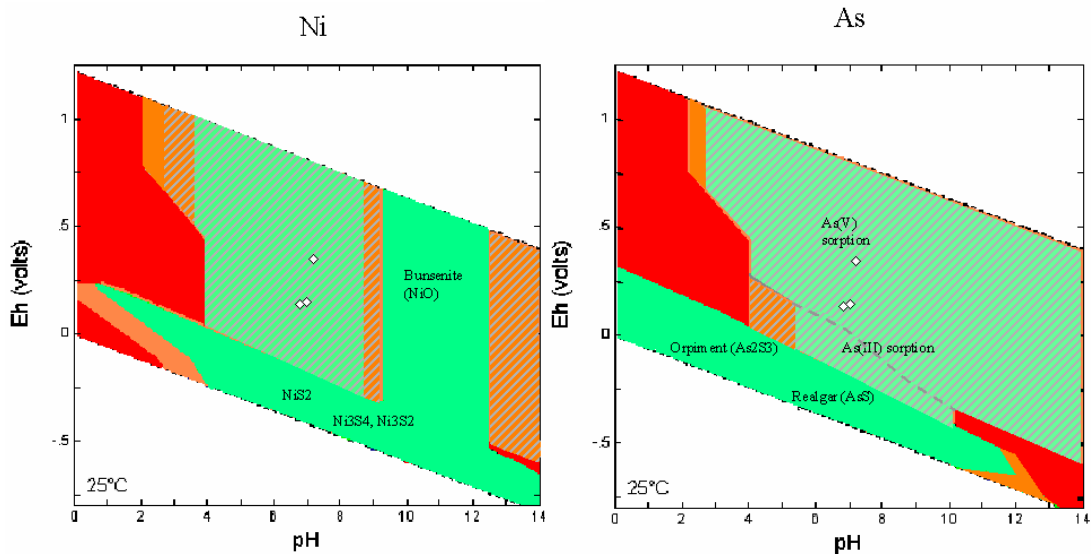
Peilbuis/filter (1)	Arseen		Barium		Nikkel	
	2004	2005	2004	2005	2004	2005
4/21-22	<0,5	<5	<10	<10	<5	<5
17/11-12	0,5	<5	160	210	10	12
17/21-22	8	6	1800	1800	95	70
17/32-33	30	29	900	900	95	90
18/19-20	20	<5	550	100	75	<5
18/29-30	0,5	<5	110	1200	5	60
18/39-40	9,5	10	1100	650	55	85
12/21-22	0,5	<5	180	200	6	<5
12/34-35	5	<5	360	350	41	41
12/39-40	17	9	550	160	55	65
7/21-22	1	<10	50	50	<5	<10
7/31-33	4	<10	330	350	35	37
7/45-46	2	<10	160	650	13	17
9/21-22	0,5	<5	33	38	<5	<5
9/34-35	5,5	<5	470	450	38	42
9/39-40	5	<5	140	170	40	43
19/19-20	1	<5	95	180	<5	<5
19/29-30	24	20	700	950	34	35
19/39-40	10	8	170	150	55	80
20/19-20	1	<5	230	250	10	9
20/29-30	12	<5	1300	1100	75	85
20/39-40	7,5	<5	280	310	95	110
26/20-21	1	<5	120	360	44	130
26/28-29	4	<5	150	140	50	110
26/37-38	1	<5	42	33	<5	46
30/21-22	1	<5	29	25	<5	<5
30/28,5-29,5	1	<5	170	190	7	7
30/36-37	3	<5	170	170	7	<5
percolaat	30	36	300		65	55

(1) peilbuisnr/filterdiepte in m - maaiveld

Resultaten modellering

Resultaten vastleggingsindicator

Op basis van metingen van pH en redoxpotentiaal in het bron- en pluimgebied (Tabel B5.2) zijn berekeningen gedaan met de vastleggingsindicator. Dit is gedaan voor nikkel (de belangrijkste verontreiniging op de locatie) en voor arseen. Het resultaat hiervan is in Figuur B5.1 weergegeven.



Figuur B5.1 Vastleggingsindicator voor nikkel en arseen (locatie stortplaats Ullerberg, Ermelo)

Bij de pH en Eh waarden die in het bron- en pluimgebied zijn gemeten is er voor zowel nikkel als voor arseen een goede kans op vastlegging door adsorptie. Met het rekenblad kan worden uitgerekend welk volume bodem nodig zou zijn voor volledige vastlegging van de totale aanwezige hoeveelheid nikkel en arseen.

Het rekenblad/ spreadsheet is ingevuld met geschatte hoeveelheden adsorptieoppervlak die afgeleid zijn uit de gemeten hoeveelheden oxides en humus in de bodem van het pluimgebied.

In deze gegevens zit een aanzienlijke spreiding. Er is uitgegaan van de volgende waarden (~ gemiddelden uit tabel B5.1); 16 g Fe+Al oxide/kg (afgeleid uit gemiddelde totale Fe en Al concentraties), 1 % lutum, 1 % organische stof.

Er is uitgegaan van een gemiddelde waarde voor DOC van 25 mg/L (Tabel B5.3). De totale vracht van de verontreiniging die zich nu in de grond en grondwater bevindt is geschat op ongeveer 230 kg Ni en 80 kg As (Tabel B5.4).

De uitkomst van de berekeningen is dat er bij een gemiddelde pH van 7 (representatief voor het pluimgebied) een bodemvolume van ongeveer $1.2 \times 10^5 \text{ m}^3$ nodig is voor vastlegging van Ni, terwijl de huidige grootte van de grondwaterverontreiniging wordt geschat op $1.84 \times 10^6 \text{ m}^3$ (tabel B5.4). Voor As wordt berekend dat een bodemvolume van $1.89 \times 10^4 \text{ m}^3$ nodig zou zijn voor complete vastlegging en de huidige omvang van de As verontreiniging wordt geschat op $6.6 \times 10^5 \text{ m}^3$. Dit resultaat zou betekenen dat de geschatte vracht voor zowel As en Ni al volledig zou zijn vastgelegd in de aquifer. Dit is schijnbaar in tegenstelling tot metingen in het pluimgebied. Hier kunnen verschillende redenen voor zijn, zoals een onderschatting van de vracht, een overschatting van het reactief oppervlak in de bodem, een onderschatting van DOC of bijdrage vanuit de (natuurlijke) achtergrond. In de transportberekeningen wordt hier nader op in gegaan.

Forward transportberekening

Ter validatie van de uitkomst van de vastleggingsindicator is een 1D-transportmodel opgezet dat zoveel mogelijk de situatie op de betreffende locatie nabootst. Qua chemie is gebruik gemaakt van de beschikbare gegevens van de locatie en verder zijn dezelfde chemische modellen gebruikt als bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator. Dit is grotendeels hetzelfde als de modelopzet van Dijkstra et al (2004) voor de binding van metalen aan reactieve oppervlakken. Voor Ba is geen vastleggingsindicator voorhanden en is toetsing dus niet mogelijk.

Het model is opgezet in Orchestra (Meeussen, 2003) voor een stroombaan van 600 meter en een (horizontale) stroomsnelheid van 20 meter per jaar (geschat). De eerste twee cellen van het transportmodel zijn representatief voor de bronterm en de eerste lagen van de bodem (tot een laag van in totaal 40 meter). De pH in het bron- en pluimgebied gebied is vastgezet op 7. Verder bestaat de macrosamenstelling uit Fe en Al (opgelegd door ferrihydriet en gibbsiet). Het oplossen en neerslaan van diverse mineralen is toegestaan in het model. Het chloridegehalte is vastgezet op 1 g/L (conform gemiddelde concentratie).

Nikkel

Voor Ni worden verhoogde waarden gemeten in de peilbuizen, maar een duidelijk concentratiefront is niet zichtbaar (zie ook Figuur B5.2). Er zijn de volgende situaties doorgerekend:

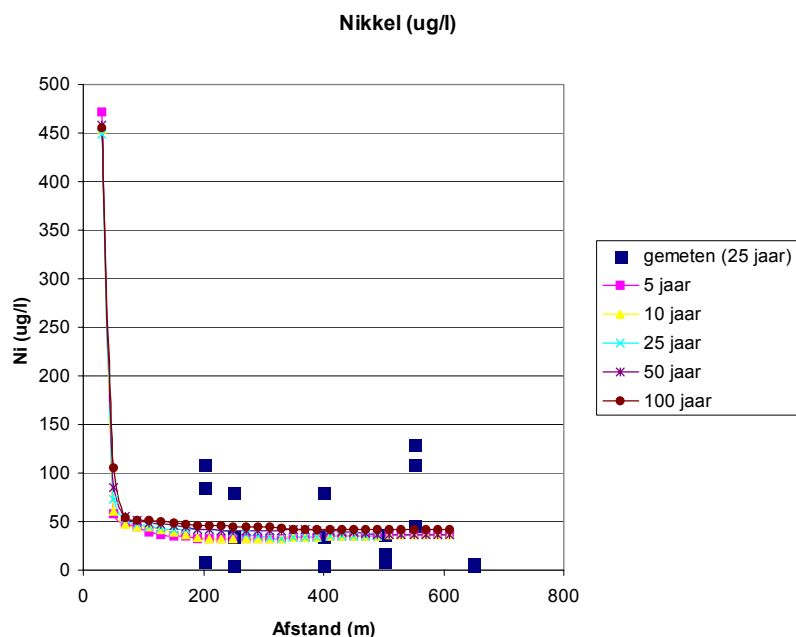
1. De achtergrondconcentratie van Ni in de bodem is initieel 0 (schone bodem). Voor een schatting van de oorspronkelijk in de bron aanwezige hoeveelheid Ni is uitgegaan van de totale geschatte vracht van 230 kg (Tabel B5.4) en de geschatte fractie die de gemodelleerde stroombaan (1 m^2) uitmaakt van de totale pluim (circa $30 \times 300 \text{ m} = 9000 \text{ m}^2$). Deze hoeveelheid Ni is aan het begin van de berekeningen in de bovenste laag geplaatst (40 meter, representatief voor de stort, bulkdichtheid 1500 kg/m^3 , dus 60.000 kg bodemmateriaal). Op deze wijze komt de vaste fase Ni- concentratie uit op ca. 0.5 mg/kg Ni, een hoeveelheid die veel lager is dan de streefwaarde (11 mg/kg), hetgeen ons niet reëel lijkt (dit probleem speelt ook bij As en Ba). Zoals ook uit een berekening bleek, kan dit modelscenario de gemeten concentraties in de pluim bij lange na niet verklaren (niet getoond). Er werd vrijwel geen transport van Ni voorspeld.

2. We hebben vervolgens de bronterm nog 10 x verhoogd (tot streefwaardeniveau van circa 11 mg/kg); dit gaf geen verbetering van het resultaat. Alle Ni uit de bronterm werd vrijwel meteen vastgelegd in de onderliggende bodem. De sterke vastlegging van Ni bij neutrale pH (aan vaste organische stof en (hydr)oxiden) komt goed overeen met het waargenomen gedrag van Ni in een groot aantal verontreinigde bodems (Dijkstra et al, 2004). In oplossing speelt complexatie met DOC een belangrijke rol.

Men zou de reactiviteit van de vaste fase nog kunnen aanpassen (verlagen) om te proberen de data te kunnen beschrijven; nu is bijvoorbeeld voor humus 1 % aangenomen, terwijl dit een onbekende factor lager kan zijn (metingen $< 1 \%$, bepalingsgrens). Ook Fe/Al oxiden is een onzekere factor, omdat we ons hebben gebaseerd op totaalconcentraties Fe en Al (tabel 1.1), terwijl dit niet representatief hoeft te zijn voor de hoeveelheid amorfe ijzer- en aluminium (hydr)oxiden. De verwachting is dat deze getallen minstens een factor 10 lager moeten zijn (mogelijk nog veel lager) en DOC een factor 10 hoger (of meer) om de metingen enigszins te kunnen verklaren; we hebben die berekening echter niet uitgevoerd.

3. We hebben het achtergrondniveau in de bodem verhoogd van 0 (initieel volledig schone bodem) naar streefwaardeniveau (11 mg/kg ; gemeten is circa 6 mg/kg); de bronterm nog iets verhoogd naar 65 mg/kg . Dit gaf een zeer interessant resultaat. De metingen in het pluimgebied worden nu goed verklaard (Figuur B5.2), terwijl het Ni- concentratiefront afkomstig uit de bron zich nog steeds nauwelijks verplaatst. Hieruit concluderen we dat door de relatief hoge DOC concentraties, die vermoedelijk een restant zijn uit de stort (notitie TAUW), het van nature

aanwezige Ni zodanig gemobiliseerd kan worden, dat deze waarden rond de 50 ug/L bereikt (Figuur B5.2). Deze hoeveelheid Ni wordt volledig door binding aan DOC bepaald.

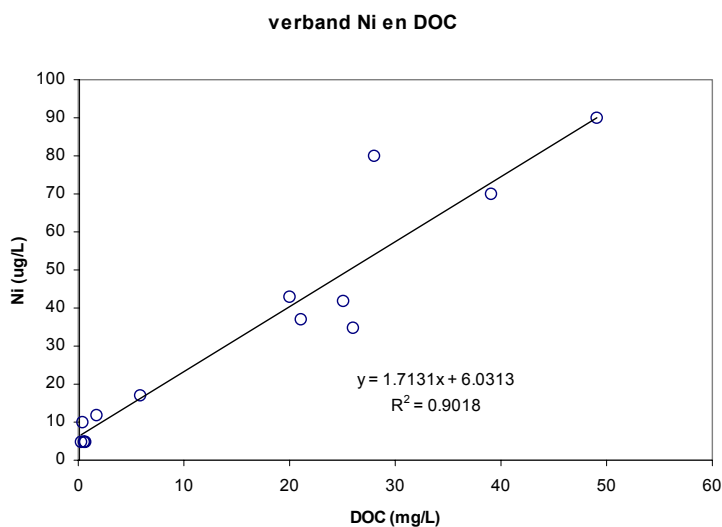


Figuur B5.2. Model beschrijving voor Ni in de stroombaan. Het blijkt dat de gemeten concentraties in het pluimgebied (50 - 150 ug/L) vermoedelijk worden veroorzaakt door complexatie van van nature aanwezige Ni (streefwaardeniveau) met DOC afkomstig van de stort. Metingen getoond van PB 7, 9, 19, 20, 26,30 op verschillende dieptes.

We hebben in het model nu gerekend met een constante concentratie van 25 mg/L DOC, maar in de pluim komen regelmatig waarden van ca. 50 mg/L voor en zelfs 76 mg/L (Tabel B5.3). Aangezien uit de berekeningen blijkt dat Ni grotendeels gebonden is aan DOC (circa 75 %), betekent een verhoging van 25 naar 75 mg DOC/L ruwweg een eveneens driemaal hogere evenwichtsconcentratie van Ni tot circa 150 ug/L. Men kan de hypothese verder toetsen door te kijken of er een positief lineair verband is tussen de Ni concentraties en DOC in dezelfde monsters. In Figuur B5.3 is dat gedaan voor de meetgegevens uit 2005 van de peilbuizen 4, 7, 17 en 19, voor verschillende dieptes, en de DOC gegevens uit Tabel B5.3. Het blijkt dat het verband sterk lineair is met een correlatiecoëfficiënt $r^2 = 0.9$.

Naar aanleiding van de resultaten van deze berekeningen concluderen we dat het goed mogelijk is dat de verhoogde Ni concentraties in de peilbuizen worden veroorzaakt door complexatie van (van nature aanwezige) Ni met DOC afkomstig van de stort.

Een bijdrage uit de bron is dus minder waarschijnlijk, doordat het model een sterke vastlegging voorspelt (hoewel de bronterm onzeker is), maar temeer omdat er geen duidelijk concentratiefront zichtbaar is in de meetdata.



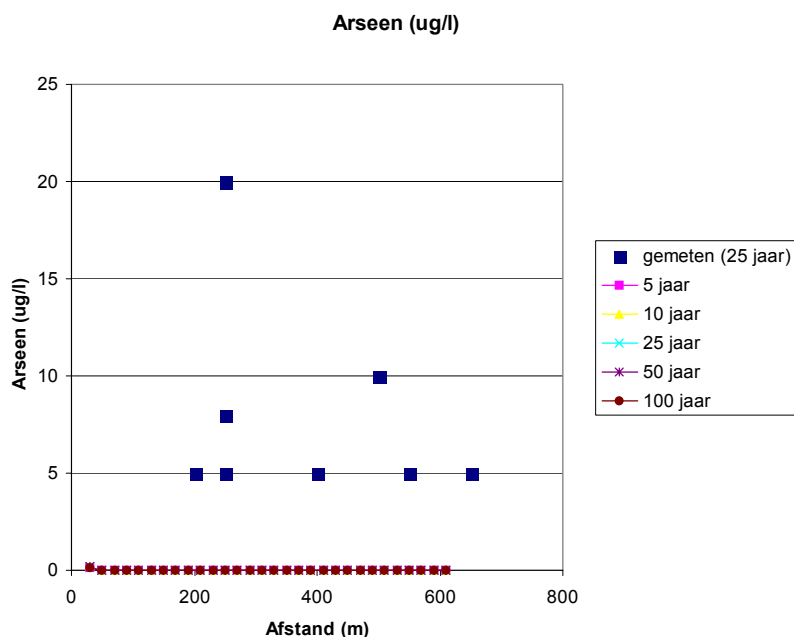
Figuur B5.3. Het sterke lineaire verband tussen gevonden Ni en DOC concentraties in de peilbuizen is een sterke (aanvullende) indicatie dat de Ni concentraties, die geen duidelijk concentratiefront laten zien, worden veroorzaakt door de mobilisatie van (natuurlijk in de bodem aanwezig) Ni door DOC afkomstig uit de stort.

Arseen en barium

De modelaanpak van Dijkstra et al (2004), ook gebruikt bij het ontwikkelen van de vastleggingsindicator, is recentelijk ook toegepast om naast de zware metalen Ni, Cu, Zn, Cd en Pb tegelijk ook de uitloging van As en Ba uit dezelfde verontreinigde gronden te voorspellen; dit is behoorlijk succesvol gebleken (nog ongepubliceerd). Dit geeft dus redelijk vertrouwen in het gebruikte transportmodel.

De bronterm voor As bleek ook hier niet adequaat te schatten (analoog aan Ni komen we op concentraties < streefwaarde in de bronterm); we hebben deze driemaal verhoogd ten opzichte van de streefwaarde. De achtergrondconcentratie van As in de bodem is vastgezet op de streefwaarde (16 mg/kg).

Uit de berekening blijkt dat As sterk wordt vastgelegd in de bodem en vrijwel geen transport laat zien (Figuur B5.4). De sterke vastlegging is consistent met het resultaat van de vastleggingsindicator; de metingen kunnen echter in geen geval door het model worden verklaard.



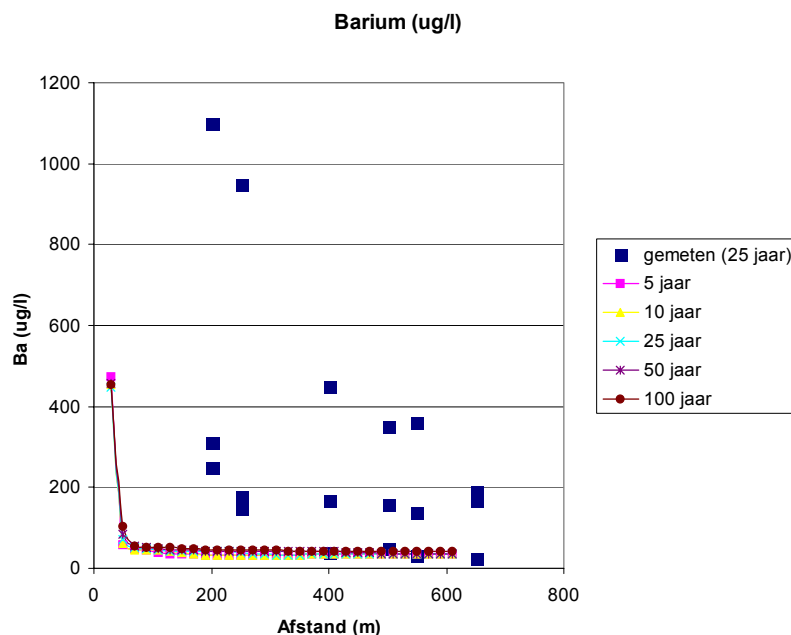
Figuur B5.4. Modelbeschrijving voor As en metingen in de stroombaan. Metingen getoond van PB 7, 9, 19, 20, 26,30 op verschillende dieptes.

Echter, veel metingen voor As (Figuur B5.4) vallen onder de detectiegrens die meestal 5ug/L is; eenmaal was <10 ug/L vermeld). De meting van 20 ug/L in Figuur B5.4 komt uit peilbuis 20 en is iets verhoogd ten opzichte van streefwaarde (10 ug/L). Peilbuis 17, waar hogere waarden worden gemeten, ligt meer noordoostelijk van de stroombaan. Het is niet met zekerheid te zeggen waar de gemeten As vandaan komt, maar gezien de relatief geringe verhoging ten opzichte van de streefwaarde kan een (bijdrage van) natuurlijke achtergrond niet worden uitgesloten. De meest voor de hand liggende verklaring is dat door de reducerende eigenschappen van het percolaat ijzer(hydr)oxiden worden opgelost. Het daaraan gebonden arseen gaat dan ook in oplossing.

Barium

Voor Ba hebben we een zelfde modelaanpak gekozen als voor Ni. De bronterm voor Ba bleek ook hier niet adequaat te schatten (analoog aan Ni en As komen we op concentraties < streefwaarde in de bronterm); de achtergrondconcentratie is vastgezet op de streefwaarde bodem (36 mg/kg).

Uit de data blijkt dat er, in tegenstelling tot Ni, wel een duidelijk concentratiefront aanwezig is (concentraties nemen af naarmate de afstand tot de stort groter is, zie Figuur B5.5). Uit de berekeningen blijkt dat zelfs met een bronterm van 100 x de streefwaarde, er nog steeds nauwelijks transport van Ba plaatsvindt door de sterke vastlegging in de eerste lagen van de bodem (Figuur B5.5). Wel is het zo dat ook hier de concentraties op wat grotere afstand redelijk worden verklaard door aan te nemen dat Ba overal op streefwaardeniveau in de vaste fase aanwezig is. Voor Ba geldt dat de binding aan DOC zwakker is dan voor Ni (10 – 20 % van Ba is gecomplexeerd), dus de oplosbaarheid van Ba wordt grotendeels bepaald door andere processen. Er is inderdaad een minder sterk verband tussen Ba concentraties en DOC (niet getoond, $r^2 = 0.55$).



Figuur B5.5. Modelbeschrijving voor Ba en metingen in de stroombaan. Metingen getoond van PB 7, 9, 19, 20, 26,30 op verschillende dieptes. Als achtergrond is voor Ba streefwaarde bodem aangenomen (36 mg/kg). Bij DOC concentraties rond 25 mg/L kunnen concentraties tot circa 50 ug/L worden verklaard; bij DOC concentraties van 75 mg/L tot ca. 150 ug/L. De hoge waarden in PB 19 en 20 kunnen met het transportmodel niet worden verklaard.

De conclusie uit Figuur B5.5 is dat Ba concentraties op enige afstand van de bron deels te verklaren zijn uit achtergrondconcentraties, maar gezien het duidelijke concentratiefront voor Ba

zijn de hogere waarden (waarden in PB 19 en 20 en overige waarden > circa 50 ug/L) vermoedelijk afkomstig uit de bron. Het model kan wellicht verder worden verbeterd met betere schattingen van de bronterm; omgekeerd kan men een bronterm schatten door deze met het model te fitten. Dit is in deze studie echter niet gedaan omdat Ba iets minder relevant is (geen vastleggingsindicator beschikbaar).

Conclusies

Specifiek over de vastleggingsindicator:

- De vastleggingsindicator geeft voor meetpunten in de pluim de kleur 'gearceerd groen' aan. De rekensheet berekent een benodigd bodemvolume voor vastlegging dat *kleiner* is dan het huidige volume van de verontreiniging (voor Ni en As). Ook het transportmodel voorspelt een sterke vastlegging (nauwelijks transport van Ni, As en Ba) en is consistent met het resultaat van de vastleggingsindicator. De meetgegevens van zowel Ni, As en Ba kunnen geheel of deels door het transportmodel worden verklaard en/of door een bijdrage vanuit de achtergrond (zie punten specifiek voor de case Ullerberg). Er is dus geen reden om de vastleggingsindicator op grond van deze case aan te passen
- Men dient er op bedacht te zijn dat verhoogde concentraties in het grondwater niet *direct* afkomstig hoeven te zijn uit de bron, maar *indirect* het gevolg kunnen zijn van DOC afkomstig uit de bron (zie beschrijving voor Ni). Een indicatie dat dit het geval is op lokaties kan al worden afgeleid uit het resultaat van de vastleggingsindicator, die een kleiner verspreidingsgebied aangeeft dan de werkelijke grootte van de 'pluim'
- Het transportmodel kan verder worden verbeterd indien er 2D of 3D transport wordt meegenomen. Daarnaast lijken de schattingen van de bronterm erg laag te zijn (met name voor Ba)

Specifiek voor de case Ullerberg:

- Naar aanleiding van de resultaten van deze berekening concluderen we dat het goed mogelijk is dat de verhoogde Ni concentraties worden veroorzaakt door complexatie van (van nature aanwezige) Ni met DOC afkomstig van de stort
- Meetdata voor As zijn erg laag (veelal detectiegrens) en worden niet door het transportmodel verklaard. Gezien de relatief geringe verhoging ten opzichte van de streefwaarde kan een (bijdrage van) natuurlijke achtergrond niet worden uitgesloten
- De Ba concentraties worden vermoedelijk grotendeels veroorzaakt door een bijdrage uit de stort en minder door achtergrondconcentraties