

RIVM rapport 607021001/2006

**Ecologische effecten van  
bodemverontreiniging**

Maatschappelijke kosten- en batenanalyse  
bodemsanering

M. Rutgers, J. Spijker, A. Wintersen, L. Posthuma

Contact:

M. Rutgers

Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling

Michiel.Rutgers@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Milieu en Natuur Planbureau (MNP), in het kader van het RIVM-project M/607021/06/AA.



## Abstract

### **Ecological effects of soil contamination – Cost benefit analysis of soil remediation**

Ecological effects of soil contamination in the Netherlands were analysed as a part of a cost benefit analysis of soil remediation actions. The metals zinc, copper and lead are responsible for a significant part of the total ecological effects at contaminated sites. Cadmium was a less important contaminant. Immobile organic contaminants, like polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), do have significant effects, but relatively small. Mobile and volatile organic compounds are not very important for ecological effects. Ecological effects are considered plausible at sites with contamination in the upper soil layers, such as waste disposals in landfills, sedimentation, precipitation and deposition areas. Ecological effects of contamination in deep soil and groundwater systems are largely unknown. It is still impossible to express ecological effects in economic terms, for instance via a reduced performance of soil ecosystem services.

#### Key words

Ecological effects, cost benefit analysis, soil remediation

## Rapport in het kort

### **Ecologische effecten van bodemverontreiniging - Maatschappelijke kosten- en batenanalyse bodemsanering**

Als onderdeel van de maatschappelijke kosten- en batenanalyse van bodemsaneringen (MKBA-Bosa) in Nederland zijn de ecologische effecten van bodemverontreiniging geëvalueerd. Ecologische effecten van bodemverontreiniging worden in sterke mate veroorzaakt door de aanwezigheid van zink, koper en/of lood, en in mindere mate door cadmium. Immobiele organische stoffen, zoals polycyclische koolwaterstoffen, hebben ook een significant ecologisch effect, maar vergeleken met metalen is het kleiner van omvang. Mobiele en vluchtige organische stoffen zijn minder belangrijk voor de inschatting van de totale ecologische effecten. De ecologische effecten zijn het grootst voor oppervlakkige verontreiniging, bijvoorbeeld als gevolg van storten, dempen, sedimentatie, atmosferische depositie en bodembewerking. Er is nog te weinig bekend over ecologische effecten in de diepe ondergrond. Uit wetenschappelijk en toegepast onderzoek is gebleken dat ecologische effecten daadwerkelijk optreden en toegeschreven kunnen worden aan de aanwezigheid van de verontreinigende stoffen in de bodem. Het is nog niet mogelijk om ecologische effecten rechtstreeks uit te drukken in een economische maat, bijvoorbeeld via de aantasting van de ecologische diensten van de bodem.

#### Trefwoorden

Ecosysteem effecten, maatschappelijke kosten- en batenanalyse (MKBA), bodemsanering.



## Voorwoord

In 2006 werd in opdracht van DGM de MKBA-Bodemsanering (MKBA-Bosa) uitgevoerd. De coördinatie was in handen van het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP). Het RIVM voerde een deelopdracht uit met de titel: MKBA-ecologie (projectnummer M/607021/06/AA). De deelopdracht viel onder hoofdstuk 2 (Effecten, Criteria), paragraaf 2.2 (Maatschappelijke kosten en baten), en deelparagraaf 2.2.3. (Ecosysteem effecten) van de MKBA-Bosa-startnotitie (6 maart 2006). De deelopdracht bestond uit het evalueren van de ecologische effecten voor een aantal casussen dat door het MKBA-Bosa projectteam geselecteerd werd (zie Bijlage 1). Deze selectie vond plaats uit een evaluatie van een landsdekkend gegevensbestand van te saneren en gesaneerde locaties en uit een analyse van de gegevens die uit het zogenaamde TRIADE-onderzoek werden verkregen. Het eerste hoofdstuk van deze notitie bevat een algemene beschouwing over ecosysteem-effecten (ecologische effecten) van bodemverontreiniging. In hoofdstuk drie wordt een evaluatie gepresenteerd van een database met landelijke gegevens over te saneren en gesaneerde locaties. Hoofdstuk vier bevat een analyse van een serie TRIADE-onderzoeken die door RIVM en anderen is uitgevoerd. In hoofdstuk vijf wordt een samenvatting gegeven van een groot nationaal onderzoeksprogramma; het stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek (SSEO). In hoofdstuk zes wordt ten slotte per casus een specifieke analyse gegeven over de ecologische effecten van bodemverontreiniging. Kritische commentaren van T. Breure, W. Peijnenburg, E. Brand, en P. de Bruin werden dankbaar verwerkt in het rapport.



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>11</b>
1.1 <i>Ecologische effecten van bodemverontreiniging</i>	11
1.2 <i>Bodembeleid, wetgeving en ecologische effecten</i>	12
1.3 <i>Grenzen van het bodembeleid</i>	14
1.4 <i>Praktische aannames voor de MKBA-Bosa</i>	14
1.5 <i>Bodemgebruik en de functies van het bodemecosysteem</i>	15
1.6 <i>Casussen</i>	17
1.7 <i>Maatregelen om effecten te verminderen</i>	18
1.8 <i>Maatschappelijk draagvlak voor bodembeleid en -sanering</i>	19
<b>2. Gegevensbestanden, modellen en berekeningen</b>	<b>21</b>
2.1 <i>Landsdekkend beeld</i>	21
2.2 <i>Triade</i>	22
2.3 <i>Casus cadmium- en zinkverontreiniging in de Kempen</i>	23
2.4 <i>Casus gedempte sloten in de Krimpenerwaard</i>	24
2.5 <i>Overige informatie over casussen</i>	24
<b>3. Landelijk beeld van ecologische effecten</b>	<b>25</b>
3.1 <i>Inleiding</i>	25
3.2 <i>Globale analyse van het LDB-gegevensbestand</i>	26
3.3 <i>Analyse ecologische effecten per segment</i>	30
3.4 <i>Conclusies uit de analyse van het LDB</i>	31
<b>4. TRIADE</b>	<b>35</b>
4.1 <i>Achtergrond</i>	35
4.2 <i>Ervaringen met de TRIADE in Nederland</i>	35
4.3 <i>Conclusie</i>	36
<b>5. Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek (SSEO)</b>	<b>39</b>
5.1 <i>Inleiding</i>	39
5.2 <i>Samenvatting van de inzichten uit het onderzoeksprogramma</i>	39
5.3 <i>Conclusie</i>	40
<b>6. Casussen</b>	<b>41</b>
6.1 <i>Inleiding</i>	41
6.2 <i>Ophooglaag / dempingen</i>	41

---

6.3	<i>De Kempen</i>	42
6.4	<i>Krimpenerwaard</i>	46
6.5	<i>Volgermeerpolder</i>	50
6.6	<i>NAVOS objecten en andere stortplaatsen</i>	53
6.7	<i>Defensierreinen</i>	55
6.8	<i>Rotterdams havengebied</i>	56
6.9	<i>Conclusie uit de casussen</i>	58
<b>Referenties</b>		<b>59</b>
<b>BIJLAGE 1: Indicatief overzicht casussen en te beschouwen effecten</b>		<b>62</b>



## Samenvatting

Als onderdeel van de maatschappelijk kosten- en batenanalyse van de bodemsanering in Nederland (MKBA-Bosa) zijn ecologische effecten bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging geanalyseerd. Uit het onderzoek kan worden geconcludeerd dat ecologische effecten optreden bij gevallen van bodemverontreiniging, waarbij op basis van ecologische afwegingen in de urgentiesystematiek gesaneerd zou moeten worden. Verschillende aanwijzingen onderbouwen deze conclusie:

- Uit validatieonderzoek is gebleken dat bij overschrijding van de HC50-waarde met gevoelige onderzoekstechnieken ecologische schade aangetoond kan worden. De HC50-waarde is de ecologische representant van de interventiewaarde.
- Met de TRIADE-systematiek is aangetoond dat er sprake is van reële ecologische schade bij een aantal ernstig verontreinigde locaties. De TRIADE-systematiek is een onderzoekstechniek waarbij volgens het principe van de ‘weight of evidence’ verschillende kennisdomeinen elkaar aanvullen om tot betrouwbare uitspraken te komen over ecologische effecten.
- Een aanzienlijk aantal locaties bevat hoge concentraties stoffen die een hoge toxische druk veroorzaken. Dit blijkt uit een analyse van een landelijk gegevensbestand van saneringslocaties. De toxische druk is een generiek toepasbare maat voor ecologische effecten. De zware metalen (vooral: koper, zink en lood) hebben een groter aandeel in de totale toxische druk bij locaties die op ecologische gronden gesaneerd moeten worden, dan de totale vracht aan organische stoffen. De nauwkeurigheid van deze analyse was beperkt, vanwege het ontbreken van voldoende representatieve gegevens.
- Het ‘Stimuleringsprogramma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek’ (SSEO; een groot wetenschappelijk onderzoeksprogramma van de Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek) heeft laten zien dat ook bij drie grote en diffuus verontreinigde gebieden, ecologische effecten aantoonbaar zijn.
- Bij de analyse van een aantal specifieke casussen (Volgermeer, Kempen, stortplaatsen, et cetera) werd aannemelijk gemaakt dat ecologische effecten optraden. Verondersteld mag worden dat sanering deze effecten reduceert tot een acceptabel niveau. Voor een degelijke onderbouwing ontbraken echter voldoende kwantitatieve gegevens van de situatie na sanering en bij sommige casussen ook van vóór de sanering.

Een van de uitgangspunten bij het bodembeleid is het ongedaan maken van veranderingen in de bodem die een vermindering of bedreiging betekenen van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft. De baten van een bodemsanering op ecologische grondslag worden geduid met een verbeterde milieukwaliteit, namelijk het leveren van een goede ecologische structuur en een gezonde bodem. De kosten van de sanering zijn echter direct te benoemen als een economische factor. Momenteel worden de kosten gemaakt vanwege de wettelijke verplichtingen (dit is te sterk verontreinigd), maar niet op basis van lokale effecten en/of de gewenste situatie en de bereikbaarheid daarvan. Het huidige beleid is gericht op verontreiniging en minder op andere bedreigingen voor de functionele

eigenschappen van de bodem. Ook bij de MKBA-Bosa wordt geen rekening gehouden met bodemkwaliteit in brede zin. Momenteel worden instrumenten ontwikkeld die duurzaamheid van het bodemgebruik kunnen meten, en impliciet rekening houden met alle bedreigingen voor de functionele eigenschappen van de bodem. Deze instrumenten zijn nog niet algemeen toepasbaar.

# 1. Inleiding

## 1.1 *Ecologische effecten van bodemverontreiniging*

Het bodemecosysteem is een dynamisch complex van levensgemeenschappen van planten dieren, bodemorganismen en hun omgeving die in onderlinge wisselwerking een functionele eenheid vormen. Via alle wisselwerkingen levert het bodemecosysteem zogenoemde ‘ecologische diensten’ die door de maatschappij benut worden. Enkele voorbeelden zijn het vermogen van de bodem om water op te nemen, vast te houden, door te geven en om dat water te ontdoen van schadelijke stoffen zodat het bruikbaar wordt voor drinkwaterwinning. Bodemverontreiniging is een milieuprobleem. Vele van de door de mens in het milieu gebrachte stoffen hebben, afhankelijk van de concentratie, een toxisch effect op organismen. Hierdoor wordt de biodiversiteit beïnvloed en functioneren ecologische processen minder goed. Bodemverontreiniging kan deze ecologische diensten van de bodem negatief beïnvloeden.

Effecten van bodemverontreiniging op het ecosysteem strekken zich uit van de vegetatie en de (zichtbare) natuur in de leefomgeving (‘aibare’ soorten, de doelsoorten in het natuurbeleid, landschap), tot de minder zichtbare elementen, zoals micro-organismen en regenwormen in de bodem. Via dergelijke groepen bodemorganismen worden ook nuttige stofkringlopen beïnvloed.

Effecten kunnen slecht zichtbaar, maar wel latent aanwezig zijn. Wanneer autochtone organismen in een ecosysteem door bodemverontreiniging aangetast worden, zullen doorgaans tolerantere soorten de opengevallen niche bezetten. Oppervlakkig gezien functioneert een systeem met tolerante soorten vaak nog behoorlijk goed, maar het idee is dat zo’n systeem kwetsbaarder is voor een volgende natuurlijke of antropogene stress (Grime, 1997; Van der Wurff et al., 2006). Ook op sterk verontreinigende bodems zal zich natuur kunnen ontwikkelen, maar deze wijkt af van natuur op een schone locatie.

Soms worden tolerante soorten juist gewaardeerd door het natuurbeleid (bijvoorbeeld het zinkvioltje of vogelpopulaties rond stortplaatsen). Voor het beleid gericht op bodem-bescherming zijn deze natuurlijke elementen vaak een indicatie voor de aanwezigheid van effecten van bodemverontreiniging.

Het omgekeerde kan ook optreden. Sommige metalen zijn essentieel voor bepaalde organismen. Rondom de natuurlijke achtergrondgehalten kunnen die soorten ontbreken vanwege een gebrek aan een dergelijke stof. Het verschijnen van dergelijke soorten kan worden beschouwd als een negatief effect van bodemverontreiniging.

Beleidsmatig is vanuit de stoffenproblematiek besloten om slechts effecten van door de mens in het systeem gebrachte stoffen als milieuprobleem te beschouwen en geen beleid te ontwikkelen op de ‘natuurlijke’ achtergrondgehalten van stoffen. Vanuit het ecosysteem beredeneerd, maar ook vanuit het natuur- en het soorten-(biodiversiteits)-beleid, is dit een artificiële knip. Op sommige locaties en voor sommige stoffen kan aangetoond worden dat bij

de natuurlijke achtergrondgehalten al gevoelige soorten ontbreken. Voor het natuur- en soortenbeleid geldt dat de effecten van stressfactoren, inclusief de toxische stoffen, verminderd of teniet gedaan moeten worden indien de stoffen negatieve effecten teweegbrengen.

Samenvattend zijn ecologische effecten van bodemverontreiniging te beschouwen als het verdwijnen van gevoelige soorten en/of het beïnvloeden van gevoelige ecologische processen als gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging. De beïnvloeding van soorten of processen kan direct plaatsvinden of indirect via een cascade van ecologische interacties. Vervuiling heeft beleidsmatig betrekking op zowel het stoffenbeleid als het compartimentgerichte beleid (bodem, grondwater, water) en op het natuur- en soortenbeleid. Bij extremere gevallen van bodemverontreiniging zijn ook minder gevoelige soorten en processen beïnvloed.

## **1.2 Bodembeleid, wetgeving en ecologische effecten**

In de Wet bodembescherming (Wbb) is het belang van de bescherming van de bodem beschreven als: ‘het voorkómen, beperken of ongedaan maken van veranderingen van hoedanigheden van de bodem die een vermindering of bedreiging betekenen van de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, plant of dier’.

De wetgeving is gedetailleerd uitgewerkt op basis van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen en modellen om de ecologische effecten van die stoffen in te schatten. De modellen worden ook gebruikt om bodemkwaliteitscriteria af te leiden, namelijk de streef-, interventie- en bodemgebruikswaarden. Ook de urgentie voor sanering wordt met behulp van deze modellen vastgesteld. De methodiek voor de bepaling van de urgentie voor sanering (saneringsurgentiesystematiek of SUS) is ontwikkeld om een prioritering aan te brengen. Gaandeweg bleken zeer veel locaties als ernstig verontreinigd geclassificeerd te worden, wat oorspronkelijk aanleiding had moeten zijn voor sanering op korte termijn. Na invoering van SUS is twijfel gerezen over de rechtmatigheid en de juistheid van uitkomsten van de urgentiebepaling op basis van ecologische risico's. Technische en procedurele knelpunten werden naar voren gebracht. Uiteindelijk zijn niet veel locaties vanwege ecologische risico's gesaneerd.

In de derde generatie van het bodembeleid is de multifunctionele benadering vervangen door een benadering waarbij het (beoogde) bodemgebruik een rol speelt. Dit gaf nog meer voeding aan de twijfel over de concrete beoordeling van de aantasting van ecologische functies van de bodem. Voor de vierde generatie in het bodembeleid is een nieuwe systematiek aangekondigd om ecologische risico's mee te wegen in de saneringsbeslissing.

Na de invoering van de urgentiesystematiek heeft het onderzoek naar ecologische effecten van bodemverontreiniging zich gericht op i) het daadwerkelijk aantonen van veldeffecten rond de vigerende en op risico's gebaseerde normen (validatieonderzoek), ii) het aantonen van effecten van diffuse verontreiniging (systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek), en iii) de ontwikkeling van een systematiek voor de beoordeling van ernstige bodemverontreiniging met de TRIADE. Bij aanvullende onderzoeksvelden is aandacht besteed aan

blootstellingsmodellering en biobeschikbaarheid, multistress, populatiemodellen, eco-epidemiologie, et cetera.

Volgens de Wbb systematiek is de kleinste eenheid voor bodemsanering een zogenaamd ‘ernstig geval’ van bodemverontreiniging. Dit levert een grote hoeveelheid locaties op die als ernstig geval beschouwd kunnen worden, maar die onderling sterk verschillend zijn. Ook voor de MKBA-Bosa wordt in principe uitgegaan van de werkvoorraad van verontreinigde locaties, maar er wordt direct een grove segmentering aangebracht in 5 categorieën:

1. Dempingen en individuele kleine immobiele verontreiniging;
2. Diffuus grootschalig immobiel;
3. (Diffuus) grootschalig mobiel;
4. Individueel omvangrijke mobiele verontreiniging;
5. Individuele ‘kleine’ mobiele verontreiniging.

De categorieën 1 en 2 zijn relevant voor ecologische risico’s. De categorieën 3, 4 en 5 bevatten mobiele verontreinigingen. Deze kunnen zeker relevant zijn voor ecologische risico’s, maar in de praktijk blijkt dat in dergelijke gevallen meestal andere aspecten (met name verspreiding en risico’s voor de mens) de bodemsanering katalyseren.

Het ecotoxicologisch onderzoek van de afgelopen jaren was de afgelopen decennia in opdracht van de landelijke overheid gericht op het afleiden en onderbouwen van algemene en bodemkwaliteitsnormen voor afzonderlijke stoffen. Anderzijds werd opdracht gegeven om beoordelingssystemen voor individuele gevallen (zoals SUS) te ontwikkelen. Deze onderzoekslijnen hebben resultaten opgeleverd die niet eenvoudig getransponeerd kunnen worden naar termen die voor de MKBA-Bosa relevant zijn. Juist aan de omvangrijke gevallen, of aan gevallen die buiten de kaders van de Wbb vallen, is relatief veel aandacht besteed. Aan de grootste groep locaties van de MKBA-Bosa, namelijk de dempingen en de kleine gevallen met een immobiele verontreiniging, is relatief weinig aandacht besteed.

Het RIVM heeft gedurende een achttal jaren gericht strategisch onderzoek uitgevoerd naar de aanpak die gevolgd zou moeten worden om locatiespecifieke ecologische risico’s kwantitatief te bepalen. De hierbij ontwikkelde methodieken zullen, in de vorm van een zogenaamde ‘Risicotoolbox’, ingezet kunnen worden voor een toekomstige MKBA-Bosa. De ontwikkelde technieken leveren inzicht in de lokale ecologische risiconiveaus die direct ontstaan door blootstelling van soorten of processen aan bodemverontreiniging. Voor de MKBA-Bosa moeten de methodieken worden aangepast, omdat de baten van saneren uitgedrukt kunnen worden als vermindering van de ecologische risico’s. Daarnaast is er, voor een landelijke of lokale afweging van de baten, aandacht nodig voor de omvang van de locaties. Grote locaties kunnen tot grotere effecten leiden dan kleine locaties. Ook het aspect tijd is van belang. Dit omdat stoffen soms afbreekbaar zijn, wat zou kunnen leiden tot ‘auto-sanering’, blijkend uit een daling van de risico’s bij geringe beheersinspanning. Voor de MKBA-Bosa is het verder van belang te kijken naar de effecten op de natuur en op doelsoorten. De vertaling van de ‘baten’ naar vermindering van kosten is voor het aspect ecologie nog moeilijk, hoewel er brede ervaring is opgedaan met het toepassen van de Risicotoolbox op de werkvoorraad van licht verontreinigde baggerspecies (Posthuma et al., 2006a; 2006b; 2006c; Van Noort et al., 2006). Daarbij bleek dat via de combinatie van methodieken voor kwantitatieve

risicobeoordeling met de gegevens over de bestaande werkvoorraad (volumes, kosten van de verwerking volgens huidig beleid, en kosten onder nieuw, risicogericht beleid), het gewenste inzicht verkregen kan worden in milieuhygiënische kwaliteit en kosteneffectiviteit van maatregelen.

### ***1.3 Grenzen van het bodembeleid***

Saneringsbeslissingen die (mede) op basis van ecologische afwegingen gemaakt worden zijn beperkt in de tijd en ruimte. Een locatie hoeft volgens de Wbb om ecologische redenen slechts gesaneerd te worden als de verontreiniging zich in de bovenste 1,5 m van de bodem bevindt (bij ondiepe grondwaterstand). In de nieuwe circulaire bodemsanering is de diepte-aanduiding verder verscherpt tot bodemverontreiniging in de bovenste 0,5 m. Dit betekent dat er geen ecologische afwegingen toegepast worden bij beslissingen in de (diepere) ondergrond en het grondwater. Overigens zullen afwegingen die met verspreidingsrisico's te maken hebben, ook impliciet ecologische baten omvatten (vooral voor mobiele verontreiniging).

De bescherming van de diepere ondergrond en grondwaterecosystemen is al jaren onderwerp van discussie (bijvoorbeeld in de Technische Commissie Bodembescherming; TCB, 2005). Ecosystemen beperken zich niet tot de bestaande wettelijke kaders en ook in de diepe ondergrond en in het ondiepe grondwater bevinden zich interessante en nuttige ecosystemen. Een voor de hand liggende functie van deze ecosystemen is het reinigen van het grondwater, zodat een goede kwaliteit grondwater ontstaat. Door de EU Kaderrichtlijn Water en dochterrichtlijn grondwater komt Europees milieubeleid ook voor Nederland dichterbij.

Voor de MKBA-Bosa is vooralsnog geen rekening gehouden met nieuw bodembeleid op dit gebied. Er zijn immers tot nu toe geen kosten gemaakt voor sanering op basis van ecologische afwegingen van de diepe ondergrond of grondwaterecosystemen.

### ***1.4 Praktische aannames voor de MKBA-Bosa***

De huidige wetenschappelijke inzichten geven geen aanleiding te veronderstellen dat op basis van recent ontwikkelde kennis en de eerder door het beleid geformuleerde uitgangspunten, het normenstelsel in het algemeen te streng zou zijn voor wat betreft de ecologische risico's. Daar waar vroeger de technieken wel eens te kort schoten is het tot op heden met gevoelige technieken mogelijk gebleken om ecologische effecten aan te tonen boven de HC50-waarde (de ecologische basis voor de interventiewaarde). Voor de MKBA-Bosa is daarom eveneens gekozen om de schatting van ecologische effecten te baseren op de concentraties van stoffen in de bodem (en de te verwachten gevoeligheid van het ecosysteem voor die stoffen). Daar waar het mogelijk is vond nadere onderbouwing plaats met andersoortige informatie, zoals de resultaten van bioassays, beschikbaarheidsmodellering, en ecologische observaties. Met andere woorden, de HC50-waarde wordt in de MKBA-Bosa beschouwd als een breed toepasbare en praktische indicator voor ernstige ecologische effecten. De ecologische effecten zullen worden gekwantificeerd in een maat voor de toxische druk (zie Kader). Indien

mogelijk, zal rekening worden gehouden met de cocktail aan verontreinigende stoffen, omdat alle stoffen gezamenlijk voor het totale effect op een ecosysteem verantwoordelijk zijn. Bij de huidige toepassing van de HC50-waarde gebeurt dit nog niet of onvoldoende.

Wanneer gegevens over de concentraties van verontreinigende stoffen voor en na sanering beschikbaar zijn, kan een kwantitatieve benadering voor de berekening van de 'ecosysteem baten' gevolgd worden. De totale toxische druk van het mengsel wordt berekend met behulp van op consensus gebaseerde modellen. Het verschil in toxische druk voor en na sanering is een directe maat voor de ecologische baten van de sanering. Dergelijke complete gegevens zullen naar verwachting zelden beschikbaar zijn. Als alternatief kunnen de ecologische baten geschat worden door uit te gaan van de veronderstelde effectiviteit van de maatregelen of sanering.

Gegevens over biobeschikbaarheid, doorvergiftiging, resultaten van bioassays en veldecologisch onderzoek zullen in de MKBA-Bosa slechts ter ondersteuning aangevoerd worden en vormen geen essentiële of op zichzelf staande rechtvaardiging voor het optreden (of niet-optreden) van ecologische effecten. Dit uitgangspunt is conform de uitgangspunten in het huidige bodembeleid en is ingegeven door het feit dat er nog onvoldoende consensus en ervaring is voor de toepassing van deze gegevens. Voor de nabije toekomst is voorzien dat dit type aanvullende gegevens wel kan bijdragen aan een routinematige beoordeling van de ecologische risico's, bijvoorbeeld in een zogenaamd TRIADE-onderzoek (hoofdstuk 4).

De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) heeft in een advies aan VROM aangegeven dat de huidige SUS-systematiek sterk verouderd is. Op drie punten is aanpassing nodig, namelijk op het punt van de aanwezigheid van mengsels van verontreinigende stoffen, op het punt van het oppervlaktecriterium en op de blootstellingsmodellering. Bij de relevante casussen zal aandacht besteed worden aan deze kritiek. Het oppervlaktecriterium sluit direct aan op overwegingen die bij de ruimtelijke planvorming een rol spelen. Daarom staat aanpassing van het oppervlaktecriterium in de belangstelling.

Gegevens over concentraties van verontreinigende stoffen in de bodem vormen het praktische aanknopingspunt voor de analyse van ecologische effecten in de MKBA-Bosa. Een dergelijke analyse geeft geen exact antwoord op de vraag wat bijvoorbeeld een HC50-overschrijding betekent voor het ecosysteem en het ecologisch functioneren. Daarvoor is elk ecosysteem te uniek. Ook kan dit gegeven niet eenvoudig gekapitaliseerd worden naar kosten en baten (uitgedrukt in euro's). De HC50-waarde heeft weinig communicatieve aanknopingspunten, maar is wetenschappelijk onderbouwd en is tevens de meest robuuste en wetenschappelijk geaccepteerde maat voor ecologische risico's van bodemverontreiniging.

### ***1.5 Bodemgebruik en de functies van het bodemecosysteem***

Ecologische effecten van bodemverontreiniging grijpen aan op alle niveaus in het ecosysteem, zowel boven als onder de grond. Effecten van bodemverontreiniging grijpen ook aan op de aan het oog onttrokken microbiële gemeenschappen en op ecologische processen, zoals de stofkringlopen. Aangezien deze aspecten overal een onderdeel van onze

Kader. Het concept '(totale) toxische druk' van stoffen of stoffenmengsels betreft een ecotoxicologische maatlat die ontworpen is om de mate van stress op ecosystemen door bodemverontreiniging te kwantificeren. De maatlat is gerelateerd aan het huidige stoffenbeleid. Een chronische toxische druk van 5% komt overeen met het in het stoffenbeleid gehanteerde begrip 'Maximaal Toelaatbaar Risico' (MTR). Een toxische druk van 50% komt overeen met het in het saneringsbeleid gehanteerde begrip HC50-waarde of 'ernstig geval'. De HC50-waarde is de ecologische representant van de Interventiewaarde. Dit betekent dat de toxische druk een directe maatlat is voor ecologische effecten van bodemverontreiniging. In wetenschappelijke termen is het de fractie van de soorten die beschermd is tegen effecten: op het MTR-niveau is (100 minus 5 =) 95% van de soorten beschermd tegen enig nadelig effect. Dit wordt beleidsmatig geïnterpreteerd als een volledige bescherming van structuur en functie van ecosystemen. Bij een ernstig geval is minder dan 50% van de soorten of functies beschermd. De eenheid waarin de toxische druk wordt uitgedrukt is 'percentage', namelijk: de fractie van soorten of ecologische functies die aangetast zal zijn, ofwel: de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF), of (bij mengsels) de meer-stoffen PAF (msPAF). Door de toxische druk (van stoffen of mengsels) voor en na een sanering te bepalen, kunnen de ecologische 'baten' van de sanering gekwantificeerd worden in termen van de afname van de fractie van soorten of functies die onder druk zou staan.

leefomgeving uitmaken, kunnen ecologische effecten overal optreden: in de stad, op industrieterreinen en in recreatiegebieden. In de Wbb is dit nader uitgewerkt naar drie verschillende niveaus van gevoeligheid van ecosystemen voor bodemverontreiniging. Daarbij wordt verschil in de 'natuurlijkheid' als bepalende factor beschouwd. Natuur (gebieden in de Ecologische Hoofdstructuur en andere natuurgebieden) is de meest gevoelige vorm van bodemgebruik; infrastructuur, industrie en de bedekte bodem omvatten de minst gevoelige bodemgebruiksvorm.

In de praktijk van het bodembeheer is de aandacht voor ecologische effecten bij infrastructuur en industrieel gebruikte bodem beperkt. Omdat het belang van bodemecosystemen bij dit bodemgebruik niet onderkend wordt, wordt in de praktijk meestal niet gesaneerd. Bij de stedelijk gebruikte bodem is het besef van het belang van het bodemecosysteem soms wel aanwezig, maar is de bodem over grote oppervlakten diffuus belast als erfenis uit het (verre) verleden.

Naar aanleiding van een recent TCB-advies (TCB, 2003) en de doelstellingen in het vierde Nationaal Milieubeleidsplan (NMP4) voor duurzaam gebruik van de bodem in Nederland, wordt momenteel door het RIVM en anderen gewerkt aan een systematiek om de ecologische kwaliteit van de bodem vast te stellen (Rutgers et al., 2005b). Een deel van de systematiek zal gebaseerd worden op gegevens die verzameld worden in het kader van het landelijke meetnet bodemkwaliteit (LMB) en de bodembiologische indicator (Bobi). De duurzaamheid van het bodemgebruik zal beoordeeld worden aan de hand van de zogenaamde ecologische diensten van de bodem. De systematiek is nog niet operationeel en is nog maar beperkt uitgewerkt (Rutgers et al., 2005b). Toepassing van de systematiek in de MKBA-Bosa is daarom niet aan



de orde. Daar waar het relevant geacht wordt is het gedachtegoed toegepast in kwalitatieve termen (zie bijvoorbeeld casus 6 in hoofdstuk 6).

Van belang voor de herkenning van de betekenis van bodemecosystemen in het algemeen en bij industriegebieden en stedelijke omgeving in het bijzonder is de uitwerking naar de ecologische diensten van de bodem. Rutgers et al. (2005b) onderscheiden een viertal categorieën van ecologische bodemdiensten:

1. het bodemecosysteem als productiefactor voor agrarische goederen, natuurlijke en groene elementen en schoon water;
2. een robuust en divers bodemecosysteem dat tegen een stootje kan (extra stress) en waarbij het bodemgebruik kan worden aangepast met hulp van de intrinsieke bodemeigenschappen;
3. de bodem als buffer en reactorvat waarmee onze leefomgeving gezond gehouden wordt (afbraak organisch materiaal en verontreinigingen, waterretentie, klimaatfuncties);
4. het bewaren en voor de toekomst beschikbaar houden van de biodiversiteit (ethische kant van het bodemgebruik).

Deze vier categorieën kunnen verder in tien basisdiensten van de bodem worden verdeeld. Voor een (zichtbaar) gezonde leefomgeving zijn de categorieën 1 en 3 in ieder geval van belang voor de stedelijke bodem. Als voorbeeld van de productiefactor kunnen parken en tuinen genoemd worden die gewaardeerde groene elementen in de stedelijke omgeving vormen. Waterretentie en klimaatfuncties van de bodem zijn van belang om overvloedig regenwater op te nemen (en weer af te staan tijdens droge periodes) en voor een aangenaam klimaat te zorgen (temperatuur, vocht, fijn stof).

Als voorbeeld kan de bodem in de stad worden genomen. Deze heeft vooral een draagfunctie, voor wonen, werken en transport, waardoor de ecologische functies vaak op de achtergrond zijn geraakt. Toch wordt de leefomgeving in de stad wel degelijk negatief beïnvloedt als de bodemecosystemen niet goed meer functioneren, bijvoorbeeld als gevolg van bodemverontreiniging en afdichting. Extreme voorbeelden hiervan vindt men in de Verenigde Staten, waar als gevolg van een te gering oppervlak aan open bodem en de warmteproductie die met bebouwing gepaard gaat, het zogenaamde ‘urban heat effect’ optreedt. Dit resulteert in een ongunstig temperatuurregime en veroorzaakt een meetbare toename in neerslagpieken, blikseminslagen en stormachtig weer (windhozen en tornado’s).

Wanneer ecosystemen aangetast worden door bodemverontreiniging, dan zullen gevoelige soorten verdwijnen. Hiermee komen de ecologische diensten van de bodem onder druk te staan. Immers, de theorie is dat een bodem met minder of andere soorten, niet meer optimaal in staat is om alle functies uit te voeren, of gevoeliger is geworden voor extra stress en minder goed in staat is zich aan te passen aan een opvolgend bodemgebruik.

## **1.6 Casussen**

Een aantal casussen in de MKBA-Bosa is geanalyseerd op ecologische effecten van bodemverontreiniging, eventueel ook na sanering. Informatie over de casussen werd opgesteld door het projectteam en gerapporteerd (Rosenberg et al., 2006). Ook na de eerste

grove segmentering van de werkvoorraad met te saneren locaties zaten er nog grote verschillen tussen de locaties en waren van de meeste locaties te weinig gegevens bekend om kwantitatieve uitspraken te doen over het niveau van de ecologische risico's. Er is daarom gekozen voor een analyse op hoofdlijnen, waarbij slechts kwalitatief onderscheid is aangebracht in de ecologische effecten. Dat wil zeggen ernstige ecologische effecten zijn voor de betreffende locatie(s) wel of niet aannemelijk. De uitzonderingen zijn de casussen de Kempen en de Krimpenerwaard (zie 6.3 en 6.4), omdat van deze unieke locaties gemakkelijk benaderbare gegevens beschikbaar zijn. Hiermee kan een kwantitatief beeld worden gegenereerd van de ecologische effecten van de bodemverontreiniging.

De beschikbaarheid van bruikbare informatie voor een ecologische risicobeoordeling lijkt mede bepaald te worden door a priori inschattingen van bestuurders en beheerders over toekomstig bodemgebruik en de noodzaak voor de te treffen maatregelen. Wanneer sanering onvermijdelijk lijkt, zoals bij de Volgermeerpolder, is er vaak onvoldoende informatie voor een gedegen risicobeoordeling. Wanneer er twijfel bestaat over nut, doelmatigheid en/of haalbaarheid van maatregelen (bijvoorbeeld de Kempen) zijn er vaak veel meer gegevens beschikbaar.

### ***1.7 Maatregelen om effecten te verminderen***

In de derde generatie van het bodembeleid werd de multifunctionele benadering vervangen door een benadering op basis van het bodemgebruik. Hiermee werd impliciet aangegeven dat men zal moeten leren leven met de effecten van bodemverontreiniging. Men accepteert dat sommige locaties niet gesaneerd hoeven te worden en dat bij saneringen de grond meestal niet meer volledig schoon wordt.

Maatregelen hoeven niet automatisch in te houden dat er een ingrijpende sanering wordt uitgevoerd, waarbij de bron (de verontreiniging) wordt weggehaald. Maatregelen kunnen ook ingericht worden om de risico's op een andere wijze te verminderen, door de contactkans te verkleinen (isolatie van de verontreiniging, beïnvloeding van biobeschikbaarheid), door de gevoeligheid van het systeem voor verontreiniging te verlagen, of via de ruimtelijke planvorming van het bodemgebruik. Het op subtiele wijze rekening houden met de risico's van bodemverontreiniging in de ruimtelijke planvorming staat nog in de kinderschoenen en bruikbare gegevens en ervaring ontbreken.

Wanneer een verontreinigde locatie gesaneerd wordt, is er soms sprake van een aanzienlijk ecologisch effect van de maatregel zelf, vooral als de bovenste bodemlaag, inclusief het aanwezige bodemecosysteem verwijderd wordt. In de Wbb wordt vooralsnog geen rekening gehouden met dit meestal tijdelijke effect en er zijn vooralsnog geen beoordelingsmethoden ontwikkeld. In de MKBA-Bosa wordt om deze reden ook geen rekening gehouden met het ecologische effect van de (sanerings)maatregel zelf, maar wordt uitsluitend uitgegaan van de te verwachten situatie na sanering en herstel tot een beoogde situatie. Hierbij wordt geaccepteerd dat herstel van natuur na een sanering soms een lange tijd duurt.

## ***1.8 Maatschappelijk draagvlak voor bodembeleid en -sanering***

Naast verschillende invalshoeken van het ecotoxicologische onderzoek naar effecten van bodemverontreiniging en de MKBA-Bosa, spelen ook de maatschappelijke waardering van het milieu, en die van ecosystemen in het bijzonder, een rol van betekenis die het uitvoeren van een rechttoe rechtaan MKBA-Bosa bemoeilijken. Uit dit onderzoek volgen voorstellen voor de systematiek voor de inschatting van ecologische effecten van verontreiniging. Beleidsmatig worden de criteria bepaald voor het wel of niet saneren van een locatie. De beleidsmatige afwegingen voor de waardering van de effecten van bodemverontreiniging, met name voor het belang van de ecologische effecten, zijn veel sterker onderhevig aan maatschappelijke trends, dan de stand der wetenschap. Eén van de (ideële) afwegingen die bij het opstellen van de Wbb een rol hebben gespeeld, is het uitgangspunt dat Nederland weer schoon gemaakt moest worden. Nu, 25 jaar verder, weet men dat het onmogelijk is om Nederland schoon te maken en dat men moet leren leven met de verontreinigde bodem.

Een ander aspect betreft het geïsoleerd beschouwen van ecologische effecten als gevolg van verontreiniging, zonder rekening te houden met andere stressfactoren. Dit draagt niet bij aan vergroting van het (maatschappelijke) draagvlak voor maatregelen om ecologische risico's te reduceren. De huidige normen en beoordelingssystematiek in de Wbb houden (nog) geen rekening met een meer integrale milieufweging. Onderzoek voor een integrale beschouwing van alle milieudrukfactoren is in een vergevorderd stadium, maar nog onvoldoende ontwikkeld en gevalideerd voor een kwantitatieve beschouwing. Ook in het kader van de MKBA-Bosa wordt de evaluatie van de ecologische effecten beperkt tot bodemverontreiniging zonder rekening te houden met een integrale ecosysteemanalyse.

De baten van een bodemsanering op ecologische grondslag zijn ideëel, namelijk het leveren van een goede ecologische structuur en een gezonde bodem. Ze strekken zich uit van een dalende toxische druk in het bodemecosysteem tot aanwijsbare effecten op de vegetatie en doelsoorten. Er zijn, uitzonderingen daargelaten, geen directe economische aspecten verbonden aan een gezonde bodem en een goede ecologische structuur. Een uitzondering is bijvoorbeeld een verhoogde agrarische opbrengst op een gezonde bodem bij verminderd gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen, of de mogelijkheid om schoon grondwater als drinkwater op te pompen. Indirect zijn baten ook benoembaar, zoals het wegnemen van barrières als gevolg van milieuwetgeving, verlaagde registratiedruk en aspecten die met beleving en welzijn te maken hebben.

De kosten van de sanering zijn echter direct te benoemen als een economische factor. Momenteel worden de kosten gemaakt vanwege de wettelijke verplichtingen (dit is te verontreinigd), maar niet op basis van lokale effecten en/of de gewenste situatie en de bereikbaarheid daarvan. In de casusbeschrijvingen zal vanwege deze 'spagaat' een onderscheid gemaakt worden tussen de verplichtingen die de Wbb oplegt, en de ecologische baten. Dit wordt uitgedrukt in termen van ecologische effecten van de bodemverontreiniging voor de sanering en de verminderde toxische druk als resultaat van de sanering.



## 2. Gegevensbestanden, modellen en berekeningen

### 2.1 Landsdekkend beeld

Voor de inschatting van ecologische effecten op locaties met bodemverontreiniging die onderdeel zijn van de bodemsaneringsoperatie in Nederland, is gebruik gemaakt van het gegevensbestand van het Landsdekkend beeld (LDB). Uit het LDB-gegevensbestand zijn de locaties geselecteerd die voldeden aan de volgende voorwaarden:

- een concentratie voor minstens één van de volgende stoffen: Cd, Pb, Zn, Cu, As en som-PAK;
- de locatie is onderdeel van een segment (zie 3.3);
- de concentratie is in de database gemerkt als ‘gemeten in grond’;
- het oppervlak van de locatie is in de database aangegeven ( $> 0 \text{ m}^2$ ).

De bovengenoemde voorwaarden zijn restrictief, resulterend in een relatief klein aantal locaties, maar wel van belang om een consistent beeld te krijgen.

Voor het berekenen van de toxische druk van de afzonderlijk metalen en arseen als maat voor de ecologische effecten van bodemverontreiniging is de methode van Aldenberg en Slob gebruikt (in: Posthuma et al., 2002). Hierin wordt de toxische druk geschat als een fractie van het ecosysteem wat bij een bepaalde concentratie waarneembare effecten kan ondervinden. Deze fractie wordt uitgedrukt als PAF (Potentially Affected Fraction). De schatting van de PAF is gebaseerd op de verdeling van ‘No Observed Effect Concentrations’ (NOEC), afkomstig van toxicologische laboratoriumproeven met diverse organismen. Hierin worden de organismen blootgesteld aan verschillende concentraties van een stof en de NOEC wordt bepaald als de concentratie waarbij nog geen nadelige effecten worden waargenomen. De statistische verdeling van de NOEC-waarden uit verschillende experimenten kan vervolgens gebruikt worden om de toxische druk te schatten van een bepaalde concentratie. Met behulp van de interpolatiefactoren  $\alpha$  en  $\beta$  is het risiconiveau dan als volgt te bepalen:

$$PAF = \frac{1}{1 + e^{\frac{-(c-\alpha)}{\beta}}} \quad (1)$$

Hierin is  $c$  de logaritme van de concentratie en PAF de schatting van de fractie van het ecosysteem waarbij effecten waarneembaar kunnen zijn. Voor de metalen en arseen zijn interpolatiefactoren ( $\alpha$  en  $\beta$ ) gebruikt op basis van toxicologische gegevens uit het e-toxBase databestand (Wintersen et al., 2004).

Voor het risiconiveau van de som-PAK is nog geen algemeen geaccepteerde methode beschikbaar. Om toch een schatting te kunnen maken van de toxische druk is vergelijking (1) gebruikt en zijn de interpolatiefactoren  $\alpha$  en  $\beta$  via een omweg geschat. Op basis van een eerdere analyse van het risiconiveau van de som-PAK is door het RIVM via een zogenaamde ‘Toxic Unit-benadering’ (TU-benadering) een schatting gemaakt van concentraties behorende

bij verschillende risiconiveaus (Dirven-Van Breemen et al., 2006). Zo zijn het middenniveau en de HC50-waarde respectievelijk geschat op 1 mg/kg en 7,62 mg/kg som-PAK. Deze risiconiveaus komen overeen met PAF-waarden van respectievelijk 0,2 en 0,5 (of 20% en 50%). De beperkingen van deze TU-benadering is dat deze uit gaat van het onderlinge verband tussen de afzonderlijke concentraties PAK in een 'schone' bodem. Hierbij wordt de toxicologische werking van individuele PAK's gegeneraliseerd en opgeteld. Het is aangetoond dat voor hogere concentraties som-PAK (>1 mg/kg) de onzekerheid van de benadering toeneemt. Deze onzekerheid is ook van betekenis bij de MKBA-Bosa en (sanerings)locaties in het LDB. Het gaat hierbij immers niet om schone bodems.

Volgens de methode van Aldenberg en Slob is  $\alpha$  gelijk aan de gemiddelde concentratie binnen de verdeling, welke in dit geval overeenkomt met de concentratie behorende bij de HC50-waarde. Als deze concentratie wordt ingevuld in vergelijking 1, samen met het risiconiveau van de middenwaarde (20%) en bijbehorende concentratie, dan kan een  $\beta$  afgeleid worden van 0,63.

De toxische druk van metalen, arseen en PAK is vervolgens uitgedrukt in een PAF-waarde. Hierbij is aan de schatting van de PAF voor de som-PAK, door de onzekerheden in de TU-benadering en de afleiding van de interpolatiefactoren  $\alpha$  en  $\beta$ , geen waardeoordeel te geven.

## 2.2 *Triade*

De gegevens voor de evaluatie van de resultaten van het zogenaamde Triade-onderzoek zijn afkomstig uit drie rapporten (Rutgers et al., 2001; Schouten et al., 2003a; 2003b). De resultaten van de bioassays en van de ecologische waarnemingen werden ongewijzigd overgenomen. De berekening van het ecologische effect op basis van de concentraties van verontreinigende stoffen werd opnieuw uitgevoerd, met behulp van vergelijking 1 (zie vorige paragraaf). Het doel was om het chemische spoor in het Triade-onderzoek meer in balans te brengen met de andere sporen, namelijk bioassays en ecologische waarnemingen. Voor deze herschaling werd de mediaanwaarde ( $\alpha$ ) voor de gevoeligheden van soorten en processen met een factor 10 verhoogd. Hiermee wordt de HC50-waarde verhoogd van een niveau op basis van NOEC-waarden uit de literatuur tot op een niveau van niet-chronische LC50- en EC50-waarden. Bovendien werd aangenomen dat de spreiding ( $\beta$ ) niet veranderde. Beide voorstellen zijn conform de uitgangspunten van De Zwart en Sterkenburg (2002) toegepast. Voor  $\beta$  werd een praktische waarde van 0,4 gekozen. De toxische druk als maat voor het ecologische effect werd uitgedrukt in een waarde voor de potentieel aangetaste fractie (PAF) in procenten.

De totale toxische druk van een groep stoffen werd berekend uit een som van de toxische druk van de afzonderlijke stoffen. Hierbij werd uitgegaan dat de metalen elkaars toxicologische werking evenredig versterken. Voor het berekenen van de totale toxische druk, de msPAF (multi substance PAF) kunnen de afzonderlijke waarden opgeteld worden volgens:

$$\text{ms-PAF} = 1 - (1 - \text{PAF}_{\text{stof 1}}) \cdot (1 - \text{PAF}_{\text{stof 2}}) \cdot \dots \cdot (1 - \text{PAF}_{\text{stof n}}) \quad (2)$$

### 2.3 *Casus cadmium- en zinkverontreiniging in de Kempen*

Voor de berekening van de toxische druk van metalen in de Kempen als gevolg van de atmosferische depositie is gebruik gemaakt van een databestand van de stichting Actief bodembeheer de Kempen (AbdK). Dit databestand bevatte concentraties van Zn en Cd in de toplaag van bodems in landbouwkundig beheerde bodems in de Kempen. Van de 686 bemonsterde locaties waren ook de coördinaten gegeven.

Naast metaalconcentraties is het ook noodzakelijk om te beschikken over lutum- en organisch stofgehalten. Deze gegevens zijn afkomstig uit de STONE database, een landsdekkend databestand met de structuurparameters van de bodem in een 250x250 m resolutie (Roetter et al., 2001). De lutum- en organische stof gehalten zijn voor de bemonsterde locaties geschat door de STONE database te koppelen aan het bestand van de AbdK.

Bij het berekenen van de toxische druk is uitgegaan van de toegevoegde risicobenadering. Dit betekent dat de toxische druk behorende bij de natuurlijke achtergrondconcentraties van Cd en Zn niet wordt meegenomen. Op basis van de variabiliteit van Cd en Zn met structuurparameters zoals lutum- en organisch stofgehalte, gebruik makend van kennis en databestanden uit Spijker en Van Vlaardingen (2006), is een schatting gemaakt van de natuurlijke achtergrondconcentraties van Zn en Cd in het onderzoeksgebied. Deze zijn voor Zn en Cd geschat op respectievelijk 28 mg/kg en 0,12 mg/kg. Deze achtergrondconcentraties zijn afgetrokken van de actuele, gemeten concentraties.

Voor het berekenen van de toxische druk van de afzonderlijk metalen is gebruik gemaakt van de methode van Aldenberg en Slob (Posthuma et al., 2002). De methodiek is gelijk aan die van de analyse van het Landsdekkend Beeld (zie paragraaf 2.1). De concentraties van de metalen zijn gestandaardiseerd op basis van lutum- en organisch stofgehalten volgens de bodemtypecorrectie uit de circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2006).

De totale toxische druk van een groep metalen bestaat uit een som van de toxische druk van de afzonderlijke metalen. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de metalen elkaars toxicologische werking evenredig versterken. Voor het berekenen van de totale toxische druk, de msPAF (multi substance PAF) kunnen de afzonderlijke waarden opgeteld worden volgens:

$$msPAF = 1 - (1 - PAF_{Cd})(1 - PAF_{Zn}) \quad (3)$$

Voor iedere bemonsterde locatie in het databestand van de AbdK kan een msPAF-waarde berekend worden. Deze waarden zijn uiteindelijk gekarteerd om inzicht te geven in het ruimtelijke beeld van het risiconiveau van de beide stoffen.

Voor de berekening van de toxische druk in de Malpiebeemden (beekdal en overstromingsgebied van de Dommel) zijn de vergelijkingen 1 en 2 gebruikt en gegevens afkomstig van Römken et al. (2006). Voor de inschatting van de concentraties zware metalen in de lokale referentiesituatie is het gemiddelde gebruikt van de vijf monsters met de laagste metaalconcentratie.

## **2.4 *Casus gedempte sloten in de Krimpenerwaard***

Voor de casus van de gedempte sloten in de Krimpenerwaard zijn gegevens gebruikt van het zogenaamde Verificatieonderzoek ecologie (Faber et al., 2004). De toxische druk van het mengsel verontreinigende stoffen werd berekend met behulp van de vergelijking 1 en 2 elders in dit hoofdstuk en met gemeten concentraties in bodemonsters uit het verificatieonderzoek op basis van een 0,4 M salpeterzuurextractie. Dit betekent dat de berekende toxische druk lager is dan verwacht mag worden op basis van de totaalconcentraties van stoffen in de monsters.

## **2.5 *Overige informatie over casussen***

Informatie over de casussen werd verzorgd door het projectteam van de MKBA-Bosa en was op factsheets beschikbaar. In Bijlage 1 is een indicatief overzicht opgenomen van alle casussen. De casusbeschrijvingen werden nader uitgewerkt en beschreven door Rosenberg et al. (2006).



### 3. Landelijk beeld van ecologische effecten

#### 3.1 Inleiding

Het RIVM maakt gebruik van een database met gegevens over gesaneerde en te saneren locaties ten behoeve van de monitoring van de bodemsaneringsoperatie in Nederland, het zogenaamde ‘landsdekkend beeld’ (LDB; Sterkenburg et al., 2005). Om het LDB-gegevensbestand optimaal te kunnen benutten zijn de concentraties van stoffen met een interventiewaarde overschrijding binnen een bepaald oppervlak (de contour) ingevoerd. In principe zijn de gegevens daardoor ook bruikbaar voor de schatting van de totale omvang van ecologische effecten van bodemverontreiniging bij te saneren locaties.

De analyse van de omvang van de ecologische effecten met gegevens in het LDB zal sterk vertekend zijn:

1. overwegingen met betrekking tot risico's voor de mens hebben invloed op de keuze van de karakteristieke stof. Cadmium en lood bijvoorbeeld zijn ook toxisch voor de mens en zullen relatief vaker gerapporteerd zijn dan zink en koper als de karakteristieke stof voor de verontreinigde locatie.
2. integrale ecologische effecten moeten feitelijk gebaseerd worden op het totale mengsel van verontreinigende stoffen. Bij geen enkele locatie in het LDB zijn de concentraties van alle verontreinigende stoffen opgenomen. Bij slechts een paar locaties zijn de concentraties van twee of meer stoffen opgenomen. Vanwege dit incomplete beeld zijn de schatting voor effecten onvolledig en in werkelijkheid groter.
3. sommige stoffen zijn op vrijwel alle ernstig verontreinigende locaties in verhoogde concentraties aanwezig (bijvoorbeeld sommige metalen), terwijl ze niet worden herkend als probleemstof en dus niet worden gerapporteerd in het LDB. Dit betekent impliciet dat de locaties met relatief hoge concentraties oververtegenwoordigd zijn.

Daarnaast zijn concentraties van locaties met een groot of zeer groot oppervlak van grote betekenis voor de inschatting van de totale omvang van ecologische effecten in Nederland, maar is het LDB juist voor die locaties een minder geschikte drager van betrouwbare informatie. De Kempen (zie 6.3) en het Toemaakdegebied (geen casus in de MKBA-Bosa) in het centrale westen van Nederland zijn kenmerkende voorbeelden van grote locaties die niet in de standaardkaders van de Wbb passen, maar wel beschouwd worden als probleemgebieden van Nederland.

De analyse van het LDB voor de MKBA-Bosa vond in twee delen plaats, namelijk één stofgerichte benadering voor het hele LDB en een aanpak per segment. Hiervoor werden de segmenten van Versluijs et al. (2006) gebruikt. Daarnaast werden metalen en organische stoffen apart geëvalueerd. De aanname is dat de totale omvang van ecologische effecten in Nederland gedomineerd wordt door effecten van metalen en niet door effecten van organische stoffen. Deze aanname is gebaseerd op enkele ervaringen bij het testen van de TRIADE, de intuïtieve kennis bij collega ecotoxicologen (afwegingen op basis van

concentraties en toxiciteit van stoffen), het persistente karakter van metalen tegenover waargenomen afbraak van organische stoffen en de inschatting van de totale vracht van stoffen die in de Nederlandse bodem van saneringslocaties terecht is gekomen (de aanrijking).

### **3.2 Globale analyse van het LDB-gegevensbestand**

De totale ecologische effecten zijn berekend en uitgedrukt in een maat voor de toxische druk (PAF = potentially affected fraction) per oppervlakte-eenheid (Figuur 1A), of voor het aantal locaties waarbij de betreffende stof een probleem vormt (Figuur 1B). Het LDB-gegevensbestand bevat informatie van in totaal ruim 761000 locaties. Slechts bij 3674 locaties is er momenteel informatie opgenomen over een contour met een bodemverontreiniging voor ten minste één stof. Deze 3674 locaties hebben een totaal oppervlak van 503 ha. Dit is een fractie van het totale LDB-gegevensbestand. Andere locaties betreft grondwaterverontreiniging, ondergrondse tanks, ongedefinieerde gevallen, of nog niet onderzochte locaties. Versluijs et al. (2006) schatten dat 80% van de saneringslocaties nog niet onderzocht is. Bij een kwart van de al onderzochte locaties zijn voldoende gegevens ingevoerd voor een analyse in het kader van de MKBA-Bosa. Met andere woorden, voor de opschaling kan een indicatieve factor 20 toegepast worden.

Omdat het LDB vrijwel geen locaties bevat met informatie over de concentraties van meer dan één stof, mogen de aantallen en de oppervlakte van de verontreinigde locaties opgeteld worden om een globale indruk te verkrijgen. De toxische druk voor vier metalen (cadmium, koper, lood en zink), arseen en PAK's is berekend en gepresenteerd in Tabel 1 en Figuur 1. Het betreft in totaal 717 locaties met een totale oppervlakte van ongeveer 215 ha. Dit is ongeveer 43% van het oppervlak in het LDB-gegevensbestand met een bekende verontreinigingscontour en gegevens over bodemconcentraties, en ongeveer 20% van het totale aantal locaties. Door de aandacht te richten op arseen, de vier metalen en PAK's wordt een relatief groot oppervlak in beschouwing genomen.

#### **Metalen**

Vier metalen en arseen springen er uit als vaak voorkomende probleemstoffen bij te saneren locaties, namelijk arseen, cadmium, koper, lood en zink (As, Cd, Cu, Pb en Zn; zie analyse van Versluijs et al., 2006). Van deze metalen zijn betrouwbare toxiciteitsgegevens beschikbaar. Koper en arseen zijn de stoffen die verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de totale toxische druk, zowel over het totale oppervlak beschouwt als over het aantal locaties (Figuur 1). Voor de metalen lood en zink valt op dat de hoogte van de toxische druk (per locatie of per oppervlak) relatief hoog is. Bij locaties die met zink verontreinigd zijn heeft meer dan de helft van de locaties een toxische druk voor zink van 75% of meer. Dit geldt ook voor lood. Ter vergelijking: de HC50-waarde markeert het niveau waarop 50% toxische druk heerst (zie Kader op blz. 16). Vanwege de niet-representatieve verdeling van stofconcentraties in het LDB gegevensbestand (zie hierboven) zijn het oppervlak en het aantal locaties met een lage toxische druk ondervertegenwoordigd. Deze vertekening is

voor zink en koper sterker dan voor lood en cadmium, omdat de concentratie van deze laatste metalen vanwege de humane risico's vaker in het LDB-gegevensbestand zijn opgenomen.

Arseen is bijzonder en niet alleen omdat het geen metaal is. Uitgedrukt over het totale oppervlak lijkt arseen een serieuze probleemstof te zijn met een flink aandeel in de totale toxische druk (Figuur 1A). Uitgedrukt in aantal locaties lijkt arseen veel minder sterk bij te dragen aan de totale toxische druk (Figuur 1B). Deze uitkomsten voeden de hypothese dat arseen vooral bij grote locaties een probleemstof is, waarbij mogelijk sprake is van hoge achtergrondgehalten. Aangezien het beleid niet bedoeld is om de effecten van achtergrondgehalten te verminderen, is arseen wellicht niet in belangrijke mate verantwoordelijk voor de totale omvang van de ecologische effecten die beleidsmatig relevant zijn in Nederland.

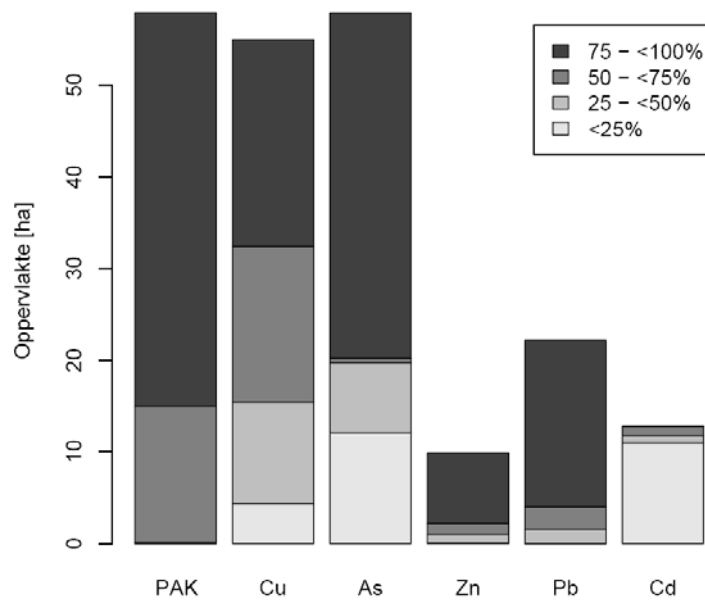
Bij deze analyse is geen rekening gehouden met de (natuurlijke) achtergrond. De reden is dat: 1) het locatiespecifiek corrigeren voor de achtergrond niet eenvoudig is, en 2) de achtergrond bij interventiewaarde overschrijdingen een relatief bescheiden bijdrage levert aan het totaalgehalte. Bij zink rond de interventiewaarde is dit maximaal 40%. Bij hogere zinkconcentraties en bij de andere stoffen is dit percentage beduidend lager.

*Tabel 1. Aantal locaties en totaal oppervlak van de verontreinigde contouren in het LDB gegevensbestand die gebruikt zijn voor een analyse van de ecologische effecten in de MKBA-Bosa. De mediaan, gemiddelde en de 75% percentiel van de toxische druk (in % PAF) voor arseen, vier metalen en PAK's werd berekend.*

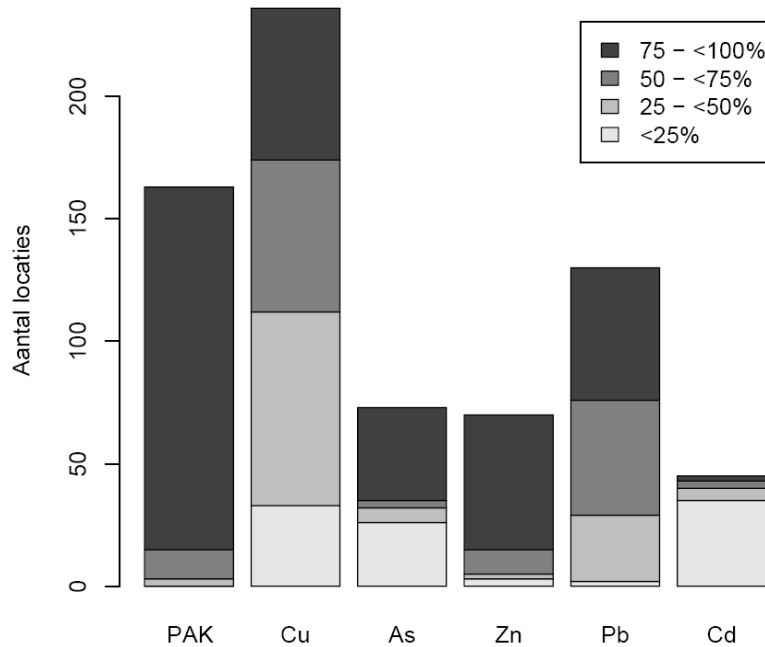
	<i>aantal locaties</i>	<i>oppervlak</i>	<i>PAF (in %)</i>		<i>75% percentiel</i>	<i>gemiddelde</i>
			<i>mediaan</i>	<i>(std.dev)</i>		
Arseen	73	578653	78	(33)	100	58
cadmium	45	128356	2	(2)	10	14
Koper	236	549533	54	(33)	77	54
Lood	130	221350	70	(26)	87	69
zink	70	98842	91	(13)	99	84
PAK's	163	579024	88	( 9)	93	86
<b>totaal (één van bovenstaande stoffen) *</b>	717	2155758	86	(21)	97	70

\* Voor het totaalbeeld werd de mediaan van de toxische druk berekend door de waarden te wegen met het verontreinigde oppervlak. Voor een willekeurig gekozen verontreiniging is de mediaan voor de toxische druk voor een van de vijf stoffen of PAK's gegeven.

A



B



Figuur 1. Verontreinigd oppervlak (A) en aantal locaties (B) per kenmerkende stof waarvoor in het LDB gegevensbestand een concentratie beschikbaar is. De gegevens over de concentratie zijn gebruikt om de toxische druk te berekenen waarbij vier categorieën werden onderscheiden (PAF in %; zie legenda): kleiner dan 25%, 25% - 50%, 50% - 75%, en groter dan 75%.

### **Organische stoffen**

Locaties kunnen verontreinigd zijn met zeer uiteenlopende mengsels van organische stoffen. Bij de analyse van het LDB-gegevensbestand is een aantal stoffen en stofgroepen naar voren gekomen als potentiële probleemstof. Dit zijn: minerale olie, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen), VOCl (vluchtige organochloorverbindingen) en PCB's. Verontreinigingen met mobiele en/of vluchtige verbindingen zullen zich meestal niet in de bovenste bodemlagen bevinden maar in (anaërobe) grondwatersystemen of in de diepere ondergrond. Ze zijn dus niet erg relevant voor een analyse van ecologische effecten in de MKBA-Bosa. Voor minerale olie zijn meestal geen dieptematen in het LDB-gegevensbestand opgenomen. De aanname lijkt gerechtvaardigd dat minerale olie gerelateerd is aan lekkende (ondergrondse) tanks en dus ook dieper in het bodemprofiel kan zitten. PAK's zijn echter niet erg mobiel en niet erg vluchtig en kunnen vaak wel gelokaliseerd worden in de bovenste bodemlagen, als gevolg van depositie en dempingen. Uit de analyse van het LDB bleek dat PAK's zich vaak wel in de bovenste meter van het bodemprofiel bevinden.

Andere persistente organische stoffen, zoals PCB's, dioxines en bestrijdingsmiddelen, zijn in principe relevant voor de analyse van ecologische effecten, maar nemen slechts een heel bescheiden oppervlak in ten opzichte van verontreinigingen met metalen en PAK's. Deze stoffen zijn daarom buiten beschouwing gelaten.

In het LDB-gegevensbestand zijn totaalconcentraties voor verschillende PAK-mengsels opgenomen, namelijk 7-PAK's, 10-PAK's en totaal-PAK's. Bij sterke PAK-verontreiniging is de verhouding tussen de individuele PAK's heterogeen en wijkt het profiel af van het standaardprofiel wat als achtergrond in Nederland wordt gevonden (Lamé et al., 2004). Zeer zelden is informatie beschikbaar over de concentratie van één individuele PAK. Dit maakt de schatting van ecologische effecten van PAK's erg onzeker. Bij gebrek aan alternatieven werd het standaardprofiel voor de achtergrond in Nederland gebruikt om de totale toxische druk van het aanwezige PAK-mengsel te schatten.

In Figuur 1 is een schatting van de toxische druk van PAK's opgenomen. De orde grootte van de geschatte ecologische effecten van het totale PAK mengsel komt overeen met de ecologische effecten van individuele metalen koper en lood, en arseen. Dit komt in Figuur 1 ongeveer overeen met 20% van de geanalyseerde locaties en 25% van het totale oppervlak met PAK als kenmerkende stof.

Bij de analyse van ecologische effecten door PAK's spelen overwegingen met betrekking tot de daadwerkelijke blootstelling een belangrijke rol. PAK's zijn onder aerobe omstandigheden in principe goed afbreekbaar, maar als gevolg van adsorptie en de slechte wateroplosbaarheid is de afbraaksnelheid in de praktijk gering. Deze factoren zijn in potentie gecorreleerd aan biobeschikbaarheid en ecologische effecten. Metalen zijn niet afbreekbaar, en er worden andere modellen voor de schatting van de blootstelling gebruikt. Het is denkbaar dat de daadwerkelijke toxische druk door PAK's in Figuur 1 beduidend lager is.

### 3.3 Analyse ecologische effecten per segment

Versluijs et al. (2006) hebben voor verdere detaillering van de MKBA-Bosa gebruik gemaakt van een segmentering (Tabel 2). Voor de analyse van ecologische effecten zijn niet alle segmenten van belang. De analyse is gericht op slechts vier segmenten waarbij relatief immobiele verontreiniging in de bovenste bodemlaag verwacht wordt, namelijk:

Segment 6: stedelijke ophooglagen;

Segment 8: dempingen met bekend of onbekend materiaal;

Segment 13: grootschalig (cluster);

Segment 14: kleinschalig (goedkoop en duur).

De ecologische effecten per segment werden berekend voor dezelfde stoffen als bij de analyse van het gehele LDB-gegevensbestand. In Tabel 3 zijn verschillende waarden voor de toxische druk per segment gegeven.

De contouren per stof(groep) zijn min of meer gelijkmatig verdeeld over de segmenten. Met andere woorden, de berekende mediaanwaarden voor de toxische druk kunnen met elkaar vergeleken worden, omdat elk type contour in gelijke mate in het databestand van het LDB aanwezig is, voor de gekozen zes segmenten. Het relatieve aantal contouren in het totale LDB en in de segmenten van Tabel 3 bedraagt: cadmium 7%, koper 37%, lood 16%, zink 11%, arseen 12 % en PAK's 17%. In Figuur 2 zijn alle mediaan-waarden van de toxische druk per segment weergegeven.

Tabel 2. Indeling MKBA-segmenten op basis van (D)UBIs (uit: Versluijs et al., 2006).

indeling MKBA- segmenten	omschrijving	#loc	#UBI
0a	onverdachte activiteit	15090	1
0b	geen verwachting voor ernstige verontreiniging	135599	485
0c	waterbodem	3736	131
1	gasfabrieken	909	7
3a	benzine service stationse	36455	1
3b	overige brandstoffen en benzine	29716	11
4a	chemische wasserij / stomerij	3863	1
4b	overige wasserijen en textielreiniging	1905	8
5a	hbo-tank (ondergronds + bovengronds)	109077	2
5b	overige tanks	41781	25
6	stedelijke ophooglagen	89245	15
8a	dempingen (met bekend materiaal)	11937	5
8b	demping (niet gespecificeerd)	137351	1
11	Defensie (Staatseigendommen uitsplitsing 14a)	756	6
13	grootschalig (omvangrijke locatie/cluster)	78661	437
14a	kleinschalig, duur (excl. defensie)	27048	141
14b	kleinschalig, goedkoop	38140	37
		<b>761269</b>	<b>1314</b>

*Tabel 3. Mediaanwaarden voor de toxische druk van vier zware metalen, arseen en het PAK-mengsel voor zes verschillende segmenten uit het LDB-gegevensbestand. De mediaan is als PAF in % weergegeven  $\pm$  standaarddeviatie (MAD). Tussen haakjes het aantal contouren waarop de waarde gebaseerd is: bij 2 of minder contouren werd geen standaarddeviatie berekend.*

segm.	cadmium (%)	koper (%)	lood (%)	zink (%)	arsen (%)	PAK (%)
6	<b>3 <math>\pm</math> 4 (10)</b>	<b>43 <math>\pm</math> 27 (55)</b>	<b>68 <math>\pm</math> 24 (50)</b>	<b>86 <math>\pm</math> 19 (19)</b>	<b>99 <math>\pm</math> 1 (16)</b>	<b>88 <math>\pm</math> 7 (35)</b>
8	<b>30 <math>\pm</math> 12 (3)</b>	<b>52 <math>\pm</math> 26 (30)</b>	<b>84 <math>\pm</math> 6 (4)</b>	<b>96 <math>\pm</math> 5 (9)</b>	<b>53 <math>\pm</math> 70 (8)</b>	<b>82 <math>\pm</math> 8 (8)</b>
13	<b>2 <math>\pm</math> 3 (31)</b>	<b>54 <math>\pm</math> 35 (119)</b>	<b>67 <math>\pm</math> 36 (44)</b>	<b>90 <math>\pm</math> 15 (39)</b>	<b>59 <math>\pm</math> 60 (50)</b>	<b>90 <math>\pm</math> 10 (62)</b>
14	<b>0 <math>\pm</math> 1 (10)</b>	<b>43 <math>\pm</math> 30 (39)</b>	<b>54 <math>\pm</math> 25 (24)</b>	<b>78 <math>\pm</math> 25 (11)</b>	<b>13 <math>\pm</math> 17 (9)</b>	<b>88 <math>\pm</math> 9 (28)</b>

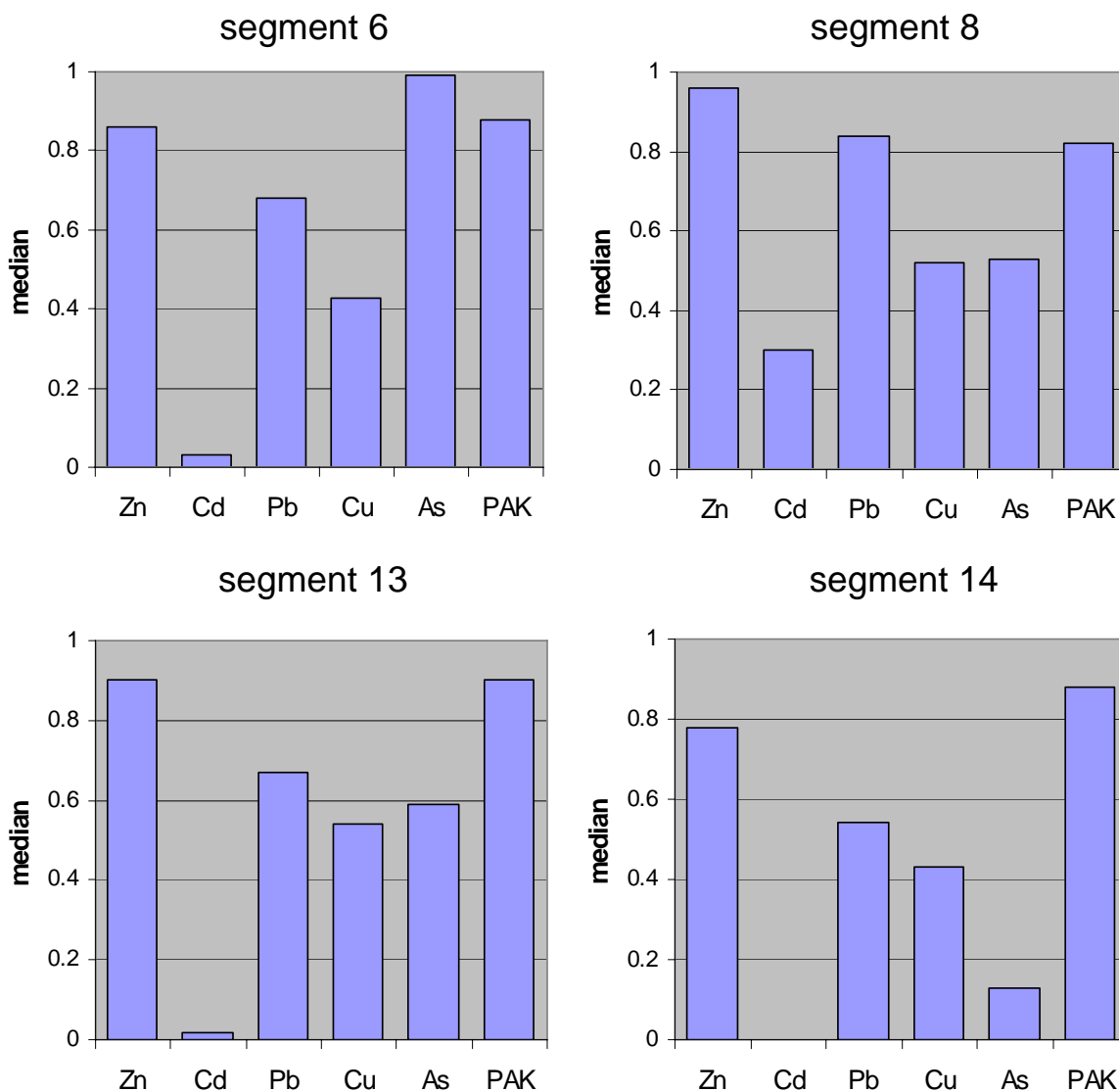
De mediaanwaarde van de toxische druk voor cadmium is laag vergeleken met de andere stoffen (Tabel 3), bij alle segmenten. Dit suggereert dat cadmium niet erg belangrijk is voor de inschatting van de totale ecologische effecten bij saneringslocaties in Nederland. Voor zink is de gemiddelde mediaanwaarde het hoogst, namelijk hoger dan 86%. Dit suggereert dat zink wel belangrijk is voor de schatting van het totale ecologische effect bij saneringslocaties. Koper heeft ook een hoge gemiddelde mediaanwaarde voor de toxische druk en is bovendien bij ruim eenderde van alle locaties in Figuur 1 de kenmerkende stof.

De verschillen tussen de segmenten zijn beperkt, behalve bij arseen. Voor segment 14 (kleinschalige gevallen; goedkoop en duur) is de toxische druk van arseen laag (13%; op basis van 9 contouren) en bij segment 6 hoog (99%). Een mogelijke verklaring hiervoor is nog niet te geven. Het relatief geringe verschil tussen de segmenten voor de overige metalen en PAK's suggereert dat de stoffen bepalend zijn voor de inschatting van de ecologische effecten en dat de segmentering niet veel extra informatie toevoegt. Dit wordt waarschijnlijk versterkt door het feit dat de immobiele en oppervlakkige aanwezige stoffen in beschouwing zijn genomen voor de schatting van ecologische effecten. De stoffen die dieper aanwezig en mobiel zijn, zijn niet in beschouwing genomen.

### **3.4 Conclusies uit de analyse van het LDB**

Het LDB-gegevensbestand is geanalyseerd voor wat betreft de ecologische effecten bij saneringslocaties:

- Een groot aantal locaties met een groot oppervlak is verontreinigd met stoffen. Het ecologische effect van die stoffen kan uitgedrukt worden in een maat voor de toxische druk (PAF in %; zie Kader op blz. 16).



Figuur 2. Mediaanwaarden voor de geschatte toxische druk (PAF in %) van de PAK-mengsels, arseen en vier zware metalen voor zes segmenten in het LDB-gegevensbestand (zie Tabel 3).

- Immobiele en niet vluchtige stoffen in de bovenste lagen van het bodemprofiel zijn belangrijk voor de inschatting van de totale toxische druk. Dit zijn vooral metalen en PAK's. Deze stoffen zijn verantwoordelijk voor ongeveer 50% van het oppervlak waarvan de bodemconcentraties bekend zijn in het LDB-gegevensbestand (ongeveer 43% van het oppervlak; 20% van de locaties).
- De mediaan van de toxische druk voor een willekeurige vierkante meter in het LDB-gegevensbestand die verontreinigd is met één van de kenmerkende stoffen arseen, cadmium, koper, lood, zink of PAK's bedraagt 86%.



- Van de immobiele stoffen zijn de metalen koper, zink en lood voor een groot deel verantwoordelijk voor de totale toxische druk bij verontreinigde locaties. Arseen is belangrijk, maar vormt een apart probleem in verband met lokaal hoge achtergrondwaarden. PAK's zijn belangrijk, maar hebben een relatief geringe biobeschikbaarheid en oplosbaarheid, in combinatie met een goede afbreekbaarheid. Hierdoor is de toxische druk van het PAK-mengsel mogelijk overschat.
- Er zijn geen grote verschillen tussen de segmenten voor wat betreft de analyse van ecologische effecten (behalve voor arseen, maar dat vormt een apart geval). De verontreinigende stoffen en de ruimtelijke context zijn de bepalende factor voor ecologische effecten, die voor de MKBA-Bosa van belang zijn.
- In combinatie met kennis uit andere gegevensbronnen (systeemkennis, gedetailleerde kennis van voorbeeldlocaties) kan geconcludeerd worden dat de msPAF (de totale toxische druk van het complete mengsel van verontreinigende stoffen) over een groot oppervlak hoog is.

De analyse van ecologische effecten op basis van gegevens in het LDB is niet zonder beperkingen:

- Het aantal locaties en het totale oppervlak is in werkelijkheid beduidend groter, in verband met de focus op de bepalende stof per locatie.
- Een schatting van de ecologische effecten van het totale mengsel is niet mogelijk, omdat vrijwel voor geen enkele locatie een complete set gegevens beschikbaar is. Voor de meeste locaties is maar één ecologisch relevante stofconcentratie gemeld.
- Doordat de focus op de kenmerkende stof met grote overschrijdingen van de interventiewaarde ligt, zijn hoge concentraties oververtegenwoordigd. Dit maakt een realistische schatting van het totale geïntegreerde ecologische effect lastig.
- De structuur van het LDB-gegevensbestand is niet ontwikkeld voor grote en complexe locaties. Hierdoor is het totale ecologische effect van deze locaties (Kempen, gebieden met toemaakdek, gedempte sloten in veenweidegebied) niet optimaal geanalyseerd. Qua oppervlak kan dit een veelvoud zijn van het oppervlak in het LDB-gegevensbestand.



## 4. TRIADE

### 4.1 *Achtergrond*

De afgelopen jaren heeft men in Nederland en elders steeds meer ervaring gekregen met de TRIADE voor de beoordeling van ecologische effecten van bodemverontreiniging (Rutgers et al., 2005a; Rutgers en Den Besten, 2005). De TRIADE wordt gezien als een nieuw en kansrijk beoordelingsinstrument, waarmee een aantal bezwaren van het gebruik van alleen de concentraties van verontreinigende stoffen wordt weggenomen. De TRIADE is gebaseerd op het principe van de weight of evidence (WOE). De ‘bewijslast’ wordt met de TRIADE opgebouwd via drie verschillende invalshoeken:

1. een schatting van de ecologische effecten gebaseerd op de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de bodem en in organismen (volgens wetenschappelijk geaccepteerde ecotoxicologische uitgangspunten);
2. een schatting van de ecologische effecten gebaseerd op de resultaten van bioassays;
3. een schatting van de ecologische effecten van bodemverontreiniging gebaseerd op een analyse van het ecosysteem op de verontreinigde locatie via veldinventarisaties.

Deze drie sporen worden ook wel aangeduid als chemie, bioassays en ecologie. Gezamenlijk geven ze een veel robuuster beeld van de ecologische effecten dan via een enkel spoor. Tevens ontstaat er een beeld van de onzekerheid in de beoordeling. Grote verschillen tussen de uitkomsten van de verschillende sporen duiden op een grote onzekerheid in de beoordeling en vice versa.

De TRIADE is in de internationale wetenschappelijke literatuur voor het eerst beschreven bij de beoordeling van waterbodems. In Nederland hebben met name het RIZA en de waterschappen ervaring met de TRIADE voor waterbodems. De TRIADE voor de droge bodem is geënt op dezelfde uitgangspunten, maar wijkt op detailniveau af (Rutgers en Den Besten, 2005).

### 4.2 *Ervaringen met de TRIADE in Nederland*

Op verschillende verontreinigde locaties in Nederland is de TRIADE toegepast voor validatie en verdere ontwikkeling. Slechts in enkele gevallen is de TRIADE gebruikt om een daadwerkelijke risicobeoordeling uit te voeren (onder andere voor de gedempte sloten in de Krimpenerwaard; zie casus 4 in hoofdstuk 6). In dit hoofdstuk worden de ervaringen met de TRIADE gebundeld ten behoeve van de MKBA-Bosa.

Het RIVM heeft voor ontwikkeling en validatie van de TRIADE in totaal 39 monsters geanalyseerd afkomstig van 8 locaties (Rutgers et al., 2001; Schouten et al., 2003a; 2003b). Op delen van locaties is ook ecologisch veldonderzoek uitgevoerd. Zowel verontreinigde monsters als relatief schone referentiemonsters werden geanalyseerd. De nadruk lag op

monsters met concentraties van stoffen boven de interventiewaarde. Vijf locaties zijn sindsdien gesaneerd, maar na sanering niet opnieuw geanalyseerd. Tabel 4 geeft een samenvatting van de resultaten weer voor de verschillende TRIADE sporen vóór sanering.

De eerste conclusie die uit de tabel getrokken kan worden is dat bioassays en ecologische veldinventarisaties (ecologie) bruikbaar zijn voor de schatting van ecologische effecten. Deze kunnen beschouwd worden als aanvullende instrumenten naast het traditionele chemische beoordelingskader voor bodemverontreiniging (zie ook Rutgers et al., 2005a). Bij het gelijktijdig inzetten van de drie typen beoordelingsinstrumenten binnen de TRIADE wordt daarom een nauwkeuriger oordeel verkregen en ontstaat een concreet beeld van onzekerheden in de beoordeling.

De tweede conclusie die uit de tabel kan worden getrokken is dat boven de interventiewaarde ecologische effecten in veel gevallen ook op basis van bioassays en veldobservaties aannemelijk zijn en soms ook aangetroffen worden beneden de interventiewaarde. Met andere woorden, het op stofconcentraties gebaseerde beoordelingskader is bruikbaar voor een eerste en grove indicatie van ecologische effecten van bodemverontreiniging. Zolang gegevens over ecologische effecten van bodemverontreiniging met alternatieve beoordelingsinstrumenten (bioassays en ecologische veldinventarisaties) ontbreken of onvoldoende representatief zijn voor de integrale beoordeling, is het dus gelegitimeerd om het op stofconcentraties gebaseerde beoordelingskader te gebruiken voor de analyse van ecologische effecten binnen de MKBA-Bosa.

### **4.3 Conclusie**

Voor een beoordeling van ecologische effecten kunnen ook andere kennisdomeinen worden ingezet naast de concentraties van verontreinigende stoffen, zoals ecologische waarnemingen op de locatie en de toepassing van bioassays. Met deze informatie kunnen direct ecologische effecten van bodemverontreiniging aangetoond worden. Boven de HC50-waarde kan met gevoelige technieken ecologische schade aangetoond worden. In andere woorden, alternatieve technieken voor ecologische risicobeoordeling laten zien dat de traditionele wijze van risicobeoordeling in het algemeen bruikbaar is. Op basis van de uitgangspunten in het bodembeleid en de uitkomsten van het TRIADE-onderzoek kan geconcludeerd worden dat het normenstelsel met streef- en interventiewaarden voldoet voor een grove schatting van ecologische risico's.

Tabel 4. Samenvatting van resultaten van diverse onderzoeken met de TRIADE voor de schatting van ecologische effecten in monsters van verontreinigde locaties en referentie-locaties. In de eerste kolom is aangegeven of het gaat om een relatief schoon referentiemonster (ref) of dat bij het monster een verontreiniging is aangetroffen boven de HC50-waarde voor één of meer stoffen (>IW). De achtergrondkleur geeft het niveau van effect aan: groen < 0,2, rood > 0,5 en geel zit er tussen in (op een schaal van 0 tot 1). Het geïntegreerde risico en de deviatie als maat voor de onzekerheid in de beoordeling zijn in de laatste kolom aangegeven (bronnen: Rutgers et al., 2001; Schouten et al., 2003a; 2003b).

naam monster		oordelen (uit RIVM rapporten)			risico	deviatie
		chemie	bioassays	ecologie		
D7	ref	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
C8	ref	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
28	ref	0.00	0.04	0.00	0.01	0.04
N5	ref	0.00	0.01	0.05	0.02	0.05
WAS224	ref	0.00	0.11	0.03	0.05	0.10
A	ref	0.00	0.14	0.00	0.05	0.14
VGM4	ref	0.00	0.03	0.19	0.08	0.18
WM202	ref	0.00	0.13	0.13	0.09	0.13
WM226	ref	0.02	0.22	0.05	0.10	0.19
N6	ref	0.00	0.24	0.05	0.10	0.22
VGM5		0.05	0.02	0.21	0.10	0.18
N3		0.03	0.36	0.31	0.25	0.31
31		0.00	0.67	0.03	0.32	0.66
C5		0.01	0.18	0.62	0.33	0.55
D5		0.22	0.30	0.47	0.34	0.23
D4		0.19	0.30	0.55	0.37	0.33
C3		0.08	0.44	0.58	0.40	0.45
C1		0.08	0.46	0.63	0.43	0.49
B	>IW	0.25	0.21	0.24	0.23	0.03
N4	>IW	0.33	0.08	0.31	0.25	0.24
N2	>IW	0.28	0.25	0.31	0.28	0.05
D1	>IW	0.38	0.00	0.63	0.39	0.56
3	>IW	0.09	0.79	0.00	0.42	0.76
VGM3	>IW	0.67	0.13	0.52	0.49	0.49
C	>IW	0.63	0.30	0.50	0.49	0.29
8	>IW	0.14	0.81	0.21	0.50	0.64
11	>IW	0.19	0.81	0.28	0.52	0.59
D3	>IW	0.84	0.16	0.52	0.60	0.60
N1	>IW	0.72	0.68	0.31	0.61	0.40
119	>IW	0.27	0.87	0.67	0.68	0.54
VGM1	>IW	0.99	0.23	0.24	0.83	0.77
D11	>IW	0.99	0.31	0.58	0.86	0.60
D9	>IW	0.99	0.42	0.51	0.86	0.54
WAS222	>IW	0.99	0.43	0.83	0.90	0.51
WM222	>IW	0.99	0.87	0.27	0.90	0.68
WM221	>IW	0.99	0.88	0.64	0.93	0.31
VGM2	>IW	0.99	0.92	0.59	0.93	0.38
WAS232	>IW	0.99	0.83	0.88	0.94	0.14

NB. De oordelen uit de betreffende RIVM-rapporten voor het chemische spoor van de TRIADE werden opnieuw berekend op het niveau van een overschrijding van de EC50 of LC50 in plaats van chronische NOEC-waarden om een betere balans in het TRIADE-onderzoek aan te brengen. Voor de monsters 3, 8 en 11 bijvoorbeeld was de interventiewaarde voor lood overschreden, maar werd het effect met betrekking tot een overschrijding van een acute LC50 op respectievelijk 9, 14 en 19% ingeschat. Voor deze herschaling werd de mediaanwaarde voor de gevoeligheden van soorten en processen met een factor 10 verhoogd en werd aangenomen dat de spreiding niet veranderde conform de aannames van De Zwart en Sterkenburg (2002). Zie ook de discussie van Rutgers et al. (2000).



## **5. Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek (SSEO)**

### **5.1 Inleiding**

In een omvangrijk wetenschappelijk onderzoeksprogramma met subsidies van het NWO hebben onderzoekers van verschillende Nederlandse instituten en universiteiten de ecologische effecten van de zogenaamde ‘grijze deken’ van bodemverontreiniging in Nederland onderzocht (Rutgers et al., 2006). Ongeveer 25 AIO’s en postdocs en hun wetenschappelijke begeleiders hebben gedurende zes jaar gezamenlijk systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek gedaan op drie grote verontreinigde locaties in Nederland, namelijk de Afferdensche en Deestsche waarden (een uiterwaardengebied van de Waal), in de Biesbosch (een estuarien gebied) en in een veenweide gebied in de Ronde Venen. Alle gebieden zijn belast met een grijze deken van metalen, als gevolg van sedimentatie met verontreinigd slib (uiterwaarden en Biesbosch) of als gevolg van een specifiek bodembeheer wat geleid heeft tot een zogenaamd ‘toemaakdek’. De concentraties van verontreinigende stoffen (metalen) liggen meestal tussen de streef- en interventiewaarde, met incidentiele overschrijdingen van de interventiewaarde. Uitzonderingen zijn de zinkconcentratie in de Biesbosch en de loodconcentratie in de Ronde Venen die regelmatig de interventiewaarde overschrijden.

In deze MKBA-Bosa worden de belangrijkste bevindingen van het SSEO samengevat. Ondanks het feit dat het hier niet gaat om te saneren locaties, bieden de uitkomsten van het grootschalige onderzoek toch een beeld dat van betekenis is voor de beschouwing van ecologische effecten bij te saneren locaties.

### **5.2 Samenvatting van de inzichten uit het onderzoeksprogramma**

De daadwerkelijke blootstelling aan stoffen is vrijwel altijd lager dan verwacht wordt op grond van totaalgehalten. Dit houdt verband met de biologisch beschikbare fractie. De aanname dat in de venige monsters van de Ronde Venen de concentratie lood in het poriewater beneden de detectielimiet zou liggen is onjuist gebleken. De concentratie lood in het poriewater bleek wel laag te zijn, maar desondanks toch goed te correleren aan de totaalconcentratie van lood in de grondmonsters. De groei en het functioneren van sommige planten, dieren en micro-organismen bleek meetbaar te zijn beïnvloed door de verontreiniging op de onderzoekslocaties van het SSEO. Hierdoor is inzicht verkregen in de werking van toxicanten in situ. Via de ‘weight of evidence’ (zie ook de TRIADE in hoofdstuk 4) konden de uiteenlopende waarnemingen gecombineerd worden tot een eenduidige evidentie voor de aard en omvang van de ecologische effecten.

Een andere verworvenheid van het SSEO is de notie dat de natuurlijke variatie in sterk dynamische systemen veel groter kan zijn dan de stress die de toxicanten bij het ecosysteem induceren. Evengoed is bij een voldoende grote signaal-ruis-verhouding het effect van de verontreiniging nog steeds meetbaar. Dit bleek uit de vergelijking van de onderzoeksinspanning op de drie locaties van het SSEO. In de relatief weinig dynamische veenbodem van de Ronde Venen waren ecologische effecten met relatief weinig onderzoeksinspanning goed meetbaar, terwijl bij de heterogene en dynamische overstromingsgebieden in de uiterwaarden en de Biesbosch ecologische effecten slechts met een grote inspanning aantoonbaar bleken te zijn.

### **5.3 Conclusie**

Het SSEO heeft een perspectief gecreëerd op een realistische ecotoxicologische beoordeling van effecten van bodemverontreiniging. De indruk die bij de gebruikers van het stelsel van streef- en interventiewaarden lijkt te zijn ontstaan, is dat er wel vaak normoverschrijding is, maar dat dit in heel veel gevallen niet leidt tot waarneembare schade aan het ecosysteem. De uitkomsten van het SSEO conflicteren niet met dit globale beeld, maar laten wel zien dat vaak wel ecologische effecten aangetoond kunnen worden op die plaatsen die voorheen nog goed leken te functioneren, mits er een voldoende grote onderzoeksinspanning is gepleegd. De normstelling met streef- en interventiewaarden is ontwikkeld voor een preventief milieubeleid, waarbij kennis werd ingezet om een hypothetisch ecosysteem te definiëren. Dit ter afleiding van altijd-veilige risicogrenzen. Voor de beoordeling van de daadwerkelijke belasting met een cocktail aan stoffen is deze benadering minder geschikt. Een concreet systeem wijkt namelijk te veel af van het generieke en hypothetische systeem. Met andere woorden, een feitelijke normoverschrijding toont aan dat er effecten kunnen zijn, maar niet wat er exact aan de hand is in het concrete ecosysteem.



## 6. Casussen

### 6.1 *Inleiding*

In dit hoofdstuk wordt een aantal casussen geanalyseerd op ecologische effecten. Deze casussen werden door de projectgroep geselecteerd. De volledige informatie over de casussen werd verzameld, gerapporteerd en verspreid door de projectgroep op zogenaamde factsheets. De casussen zijn in groter detail beschreven door Rosenberg et al. (2006). Bij de meeste casussen waren ecologische effecten niet erg relevant. Deze werden dus buiten beschouwing gelaten.

### 6.2 *Ophooglaag / dempingen*

#### **Inleiding**

Deze casus omvat een groot aantal vlak- of lijnvormige, relatief oppervlakkige bodemverontreinigingen in het landelijk en stedelijk gebied. Veranderingen in het bodemgebruik hebben geleid tot hernieuwde inrichting, uitvlakking en ophoging van de oorspronkelijke bodem. Alle beschikbare materialen werden gebruikt: hout en sloopafval, baggerspecie, huishoudelijk afval, gebruikte en verontreinigde grond en andere reststoffen. In de database met landelijke gegevens over te saneren en gesaneerde locaties zijn zeer ernstig verontreinigde locaties opgenomen.

Deze casus zal worden gebruikt om voor het bodemgebruik in de stedelijke omgeving aan te geven welke aspecten van belang zijn om mee te wegen bij de ecologische baten na een eventuele sanering. De reden is dat ten opzichte van een meer landelijke of natuurlijke omgeving deze baten vaak niet zo duidelijk zijn voor de bodemgebruiker, ondanks het feit dat dit in de Wbb uitgewerkt is in de Urgentiesystematiek. Zelden zal in de stedelijke omgeving gesaneerd worden vanwege ecologische risico's alleen. Voor een meer gedetailleerde en kwantitatieve analyse van de ecologische effecten van dempingen en ophogingen wordt verwezen naar de casus met de gedempte sloten van de Krimpenerwaard (6.4). Bij deze casus wordt daadwerkelijk gesaneerd. Daar zijn ook voldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar voor een gedetailleerde analyse. De ecologische baten van sanering van industrieel gebruikte bodems is beschreven in casus 6.8, het Rotterdamse havengebied.

#### **Gegevens voor de ecologische risicobeoordeling**

Bodemverontreiniging in de stedelijke omgeving is een groot probleem, vanwege de hoge, vaak diffuse (atmosferische) belasting van de bodem als gevolg van menselijk handelen. De bodem in de stad heeft vooral een draagfunctie, voor wonen, werken en transport. Daardoor zijn de ecologische functies van de bodem vaak wat op de achtergrond geraakt. Toch wordt

de leefomgeving in de stad wel degelijk negatief beïnvloedt als de bodemecosystemen niet goed meer functioneren, bijvoorbeeld als gevolg van bodemverontreiniging en afdichting (zie hoofdstuk 1).

### **Maatregelen**

Bodemverontreiniging in kleinschalige dempingen en ophogingen wordt regelmatig gesaneerd bij werkzaamheden in en rond de bodem in de stad. Wanneer er geen werk-met-werk gemaakt kan worden, kiest men vaak voor een leeflaagconstructie, waarbij een schone laag grond wordt aangebracht op de verontreinigde bodem (Bever, 1999). In principe zal deze maatregel het effect hebben dat ecologische effecten van bodemverontreiniging worden verminderd. Bij de leeflaagconstructie kan men zich afvragen of het grondwater wel afdoende wordt beschermd. In principe wordt deze constructie slechts bij immobiele bodemverontreiniging toegepast, maar zware metalen zullen in de loop der jaren toch uitloggen naar het grondwater (10 tot 1000 jaar, afhankelijk van het metaal). De grootschalige diffuse verontreiniging in stedelijke gebieden als gevolg van atmosferische depositie (bijvoorbeeld lood) kan niet op grote schaal worden gesaneerd.

### **Conclusie**

Ook bij het bodemgebruik in de stad kunnen in principe ecologische risico's van bodemverontreiniging worden meegenomen bij saneringsbeslissingen. In de praktijk wordt zelden gesaneerd vanwege de ecologische risico's alleen.

## **6.3 De Kempen**

### **Inleiding**

De casus de Kempen vormt een bekend voorbeeld van een grootschalige (diffuse) verontreiniging in het landelijke gebied. Gedurende vele jaren is de omgeving rond de zinkfabrieken in Nederland (Dorplein) en België (Lommel en Neerpelt) verontreinigd geraakt met voornamelijk zware metalen (zink en cadmium, maar ook lood en koper). Via atmosferische depositie, het gebruik van zinkassen en als gevolg van lozingen en overstromingen zijn hot spots ontstaan en grote gebieden diffuus verontreinigd geraakt. Al in de jaren 80 is men zich bewust geworden dat deze metaalverontreiniging een milieuprobleem is en heeft men aan oplossingen gewerkt. De oplossingsrichtingen volgden de ontwikkelingen in het bodembeleid en maakten dezelfde transitie mee. Het huidige credo is alleen functiegericht saneren, volgens een 'no-regret' aanpak, dus alleen waar de risico's het grootst zijn. Het Adviesbureau de Kempen (AbdK) heeft een coördinerende taak bij de invoering van maatregelen om effecten van de verontreiniging te beheersen.

Naar de aard van verspreiding zijn verschillende geografische contouren te onderscheiden:

- door luchtdepositie vanuit voormalige ovens in Budel-Dorplein diffuus belast gebied met een omvang van 150 km<sup>2</sup>, met concentraties in de bovengrond > 1,0 mg/kg Cd en daarbinnen 2,5 km<sup>2</sup> met concentraties > 2,5 mg/kg Cd. Ook vanuit België is een groot gebied diffuus belast;

- slib van klasse 4, met tot 100 mg/kg Cd op 980 ha oevergronden van de Dommel en Tungelroysebeek;
- 880 kilometer geïnventariseerde assenwegen en naar schatting 1.500 zinkassenerven gelegen in 45 gemeenten in Zuidoost Brabant en Midden Limburg;
- de zinkassen markeren het projectgebied van ABdK van circa 2.600 km<sup>2</sup>.

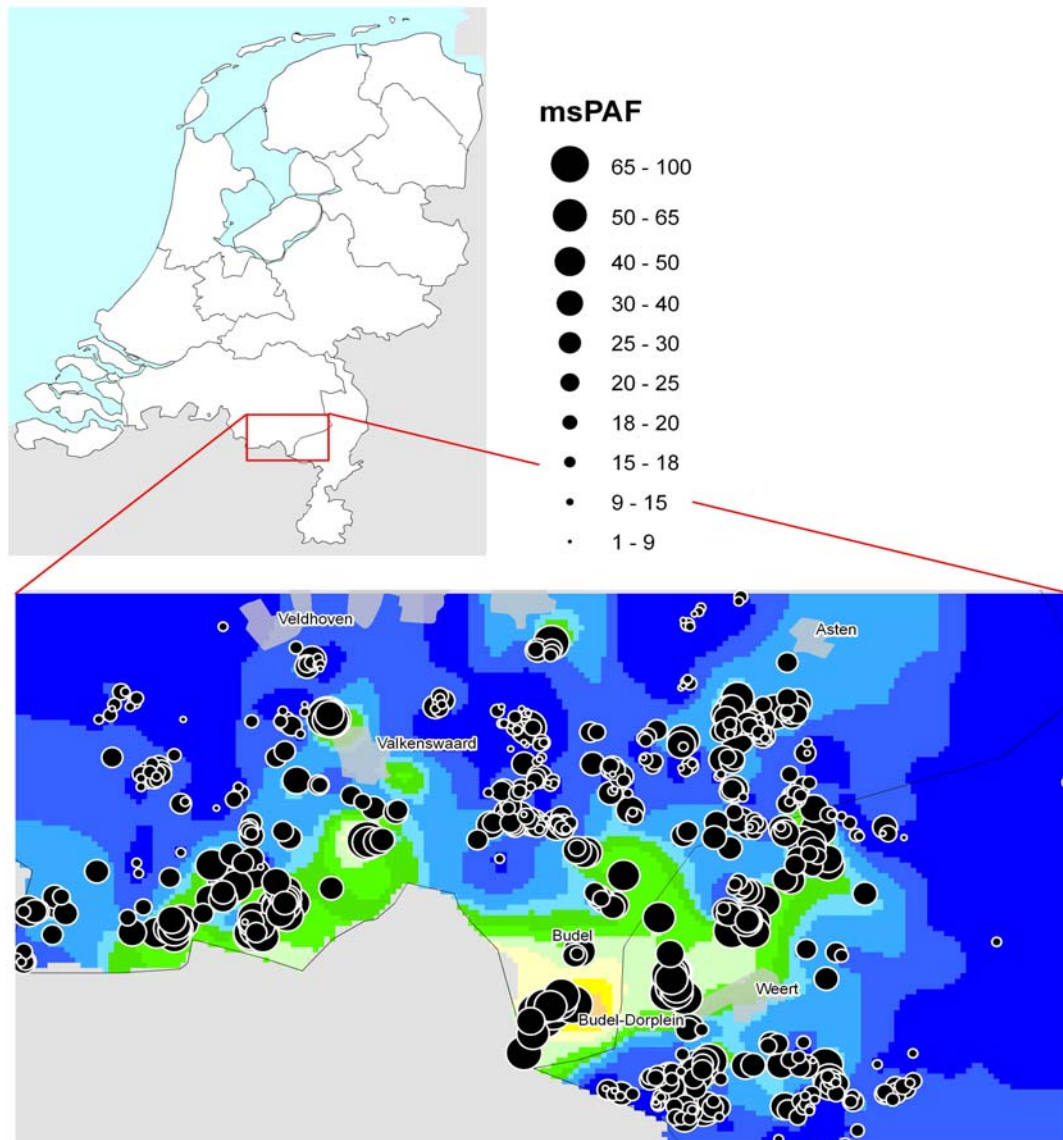
De diffuse verontreiniging bevindt zich in de zwak humeuze, zandige toplaag 0-60 cm. Recente onderzoeken in vooral natuurgebieden laten een schonere toplaag zien door uitspoeling. De toepassingsdikte van zinkassen is zeer heterogeen door de oorspronkelijke behoefte als toepassing (vullen van kuilen en sporen, afdekken van volledige wegprofielen en erven, aanleggen van fietspaden en tennis- en atletiekbanen) en neemt globaal af met de transportafstand. Extreme diktes werden aangetroffen in Budel (0 tot 5 m beneden maaiveld). Fijnstofproblematiek gerelateerd aan cadmium is nieuw, maar de verwachting is dat ecologische aspecten van fijn stof beperkt zijn. Het is een humaan georiënteerde blootstellingsroute. Bij de schatting van de ecologische effecten voor de MKBA-Bosa is een analyse gemaakt van de effecten van de diffuse belasting als gevolg van de atmosferische depositie. Tevens zijn de verhoogde concentraties in de bodem van de beekdalen als gevolg van overstromingen beschouwd. Zinkassen zijn buiten beschouwing gelaten, vanwege de heterogeniteit. Lokaal kunnen deze zinkassen overigens grote ecologische effecten veroorzaken.

### **Toxische druk door atmosferische depositie van zware metalen**

De toxische druk in de bodem van de Kempen werd berekend met behulp van een database van het Adviesbureau de Kempen (AbdK) die gegevens bevatte over de concentratie van zink en cadmium in landbouwkundig beheerde bodems. De natuurlijke achtergrond voor zink en cadmium werd bepaald met behulp van Stone (een gegevensbestand van de Provincie Noord-Brabant). De waarden waren respectievelijk 28 mg/kg en 0,12 mg/kg voor zink en cadmium, genormaliseerd voor een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum. Gegevens over andere metalen waren niet beschikbaar.

De maximale toxische druk voor zink bedroeg 78% en voor cadmium 17% (Figuur 3). De gesommeerde waarde voor de toxische druk voor beide metalen varieerde als msPAF van 1 tot 85%. De verwachting is dat andere metalen zoals koper en lood wel significant bijdragen aan de totale msPAF, maar niet in sterke mate. Met andere woorden de concentratie zink in de bodem is verantwoordelijk voor een groot deel van de toxische druk van het totale mengsel van metalen als gevolg van atmosferische depositie. In Figuur 3 is de verdeling van de toxische druk in de bodem rondom de zinkfabrieken in Nederland en België afgebeeld. De hoogste waarden voor de toxische druk (msPAF) worden rondom de zinkfabriek in Budel-Dorplein en de zinkfabriek in België gevonden. Beide locaties hebben een naar het noordoosten gerichte vlek als gevolg van de overheersende zuidwesten wind.

Verkendend TRIADE-onderzoek (Schouten et al., 2003b) heeft aangetoond dat in natuurgebieden rond de fabriek op basis van de resultaten van bioassays en veldonderzoek ecologische effecten van de verontreiniging aangetoond kunnen worden. Deze resultaten zijn ook opgenomen in Tabel 4 (monsters C1, C3, C5, C8; zie hoofdstuk 4 TRIADE).



*Figuur 3. Gesommeerde toxische druk op het bodem ecosysteem voor de metalen zink en cadmium in de Kempen.*

De symbolen markeren de monsterlocaties. De grote van het symbool is een maat voor de gesommeerde toxische druk (msPAF in %). De ruimtelijke verdeling werd via interpolatie verkregen (afgeronde grenzen) en met isolijnen afgebeeld:

oranje msPAF > 75%  
 geel ms PAF 50% - 75%  
 groen msPAF 30% - 50%  
 blauw msPAF 15% - 30%  
 donkerblauw msPAF < 15%

Er is rekening gehouden met de natuurlijke achtergrond. Gegevens zijn beschikbaar gesteld door het AbdK. De afbeelding werd geproduceerd door H. van Wijnen.

*Tabel 5. Gemiddelden en 75% percentiel-waarde voor de toxische druk in 34 bodemmonsters in en nabij de Malpiebeemden (gegevens afkomstig van Römken et al., 2006). De toxische druk werd uitgedrukt in een PAF en msPAF (in %). Voor de inschatting van de lokale 'natuurlijke' achtergrond werd een locatiespecifieke benadering gevolgd, met het gemiddelde van de 5 laagste concentraties.*

	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>totaal mengsel</i>
laagste waarde	0	0	0	12
geometrisch gemiddelde	29	25	36	69
gemiddelde	46	35	58	78
75% percentiel	62	42	82	96
hoogste waarde	80	49	95	99.5

### **Toxische druk als gevolg van overstromingen in de beekdalen**

In een verkennend onderzoek van Alterra (Römken et al., 2006) zijn de concentraties van zware metalen in gras en in de bodem van een beekdal van de Dommel in de Kempen geanalyseerd. Afhankelijk van de ligging ten opzichte van de beek en de hoogte van het maaiveld werd een trend aangetroffen, met soms zeer hoge concentraties zware metalen in de lager gelegen delen. De hoogste concentraties cadmium, lood en zink waren respectievelijk 123, 427 en 1992 mg/kg droge grond.

De totale toxische druk voor de drie metalen werd berekend op basis van de door Römken et al. (2006) gerapporteerde concentraties. Als locatiespecifieke waarde voor de achtergrond werd het gemiddelde genomen van de vijf monsters met de laagste concentraties, namelijk 0,76, 34 en 76 mg/kg grond voor respectievelijk cadmium, lood en zink. In Tabel 5 zijn de waarden voor de toxische druk (per stof en de msPAF) voor de metalen gegeven. Opvallend is dat cadmium en lood een duidelijke bijdrage aan de toxische druk leveren, ten opzichte van de bijdrage van zink. Dit is in tegenstelling met de belasting van de bodem als gevolg van atmosferische depositie; daar is de bijdrage van zink aan de totale toxische druk veel belangrijker dan de bijdrage van cadmium en lood.

Het is vooralsnog onbekend of de resultaten van het onderzoek representatief zijn voor de overige beekdalen in de Kempen.

### **Maatregelen om ecologische effecten te verminderen**

In de Kempen zijn maatregelen getroffen om de effecten van de verontreiniging in de omgeving van de zinkfabrieken in Budel-Dorplein en in België te verminderen. Deze maatregelen hebben zich vooralsnog gericht op de vermindering van risico's voor de mens en verspreiding, maar nog niet op het verminderen van ecologische effecten. Het is mogelijk dat in de nabije toekomst wel specifieke maatregelen worden getroffen, bijvoorbeeld door een

specifiek regiem voor verschraling bij de ontwikkeling van natuur (heide). Als gevolg van uitspoeling naar het grondwater en de sterk gereduceerde vermindering van de atmosferische depositie zal de concentratie van zink en cadmium binnen enkele tientallen jaren en van lood binnen enkele honderden jaren afnemen. Dit brengt een verlaging van de toxische druk met zich mee (Mesman et al., 2005).

### **Conclusie**

Ecologische effecten van de zware metalen over een groot oppervlak in de bodem van de Kempen als gevolg van atmosferische depositie zijn aannemelijk. Deze veronderstelling wordt ondersteund door aanvullend onderzoek (bioassays en ecologische veldwaarnemingen). Op enkele laaggelegen plaatsen in de beekdalen zijn als gevolg van sedimentatie na overstroming zeer grote ecologische effecten te verwachten op basis van een hoge waarde voor de toxische druk.

## **6.4 Krimpenerwaard**

### **Inleiding**

In de afgelopen decennia hebben in het veenweidegebied de Krimpenerwaard meer dan 5000 stortingen in oppervlaktewater (sloten, weteringen en veenputten) en ophogingen van percelen plaatsgevonden. Deze dempingen en verhogingen bestaan uit allerlei materiaal, waarvan een deel mogelijk milieuschade oplevert. Om het proces van grondmobiliteit vlot te trekken is in 1998 de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (SBK) opgericht. De SBK heeft het Bodembeheerplan Krimpenerwaard opgesteld (1998). Na verificatieonderzoek is dit plan herzien en vervangen door 'Bodembeheer Slootdempingen Krimpenerwaard' (BSK). Het BSK richt zich op bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard als geheel en niet naar de vele individuele slootdempingen en dergelijk. Het plan voorziet in functiegerichte aanpak van de bodemverontreiniging; alleen daar wordt gesaneerd, waar daadwerkelijk sprake is van risico's. De SBK is van plan om in de periode 2003 – 2018 ruim 500 gedempte sloten in de Krimpenerwaard met schone grond af te dekken. Hierdoor wordt verspreiding voorkomen en kan het huidige grondgebruik (meest agrarisch) worden gecontinueerd. De aanpak in de Krimpenerwaard dient als pilot voor de aanpak van bodemverontreinigingen in het landelijk gebied.

De gegevens die het 'verificatieonderzoek ecologie' heeft opgeleverd (Faber et al., 2004) zullen gebruikt worden in het kader van een analyse voor de MKBA-Bosa. De conclusie uit het verificatieonderzoek is dat effecten van de verontreinigingen in de slootdempingen aantoonbaar zijn in verschillende type parameters, ondanks de geringe 'power' in het onderzoek met als gevolg een relatief grote kans op een fout van de 'eerste soort' (effecten worden niet waargenomen, terwijl ze er in werkelijkheid wel zijn). De effecten zijn zowel in het laboratorium als in veldexperimenten en op een kleine (in de slootdemping) en op een grote ruimtelijke schaal (in de eieren van grutto's) waargenomen. De waarneming van de ecologische effecten is gebaseerd op de zogenaamde 'weight of evidence' zoals dat ook met TRIADE-onderzoek verkregen kan worden (zie hoofdstuk 4).

Het heeft daarom een grotere betekenis dan een oordeel over het risico dat slechts gebaseerd is op concentraties van verontreinigende stoffen en toxiciteitsgegevens uit de literatuur.

### **Het wettelijke kader**

De aanpak van de bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard is bijzonder omdat een toch tamelijk heterogene groep van bodemverontreinigingen in een groot gebied als één (Wbb-)geval wordt behandeld. Het grote voordeel van een dergelijke aanpak is dat het probleem efficiënt en relatief snel kan worden opgelost, omdat de administratieve lasten, verantwoordelijkheden en saneringsbeslissingen eenvormig gehouden worden. Een ander voordeel is dat saneringsbeslissingen niet alleen genomen worden omdat de betreffende locatie te verontreinigd is en stofconcentraties boven de vigerende normen bevat. Er wordt ook teruggegrepen naar het gebiedsgerichte verificatieonderzoek en dus op de waarneming dat bij sommige gedempte sloten sprake is van waarneembare ecologische schade. Het nadeel zou kunnen zijn dat er soms een onterechte sanering wordt uitgevoerd, vanwege de generieke aanpak in het gebied (en omgekeerd).

### **Gegevens voor ecologische risicobeoordeling**

Voor de analyse in het kader van de MKBA-Bosa wordt de Krimpenerwaard ook als één ernstig geval beschouwd. Hierbij wordt gebruik gemaakt van gegevens uit het verificatieonderzoek (Faber et al., 2004). Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van een grove segmentering in verschillende typen dempingmateriaal, namelijk lompen, tuinafval, bouw- en sloopafval, bagger, huishoudelijk afval, industrieel afval en shredder-afval (gekraakte autowrakken). De representativiteit van deze aanpak voor de verschillende bodemverontreinigingen in de Krimpenerwaard wordt in deze notitie niet verder bediscussieerd.

Het verificatieonderzoek heeft verschillende fasen doorlopen. De analyses in het kader van het bodemchemische, bodembioïologische en ecologische onderzoek vonden plaats in de screeningsfase (fase 2a), het vervolgonderzoek (fase 2b) en de gebiedsgerichte opschaling (fase 3) van het verificatieonderzoek. In Tabel 6 zijn de resultaten samengevat voor fase 2 van het verificatieonderzoek. Voor alle onderzoekparameters in het laboratorium en in het veld en voor alle typen dempingmateriaal zijn vaak afwijkingen aangetroffen ten opzichte van de locatiespecifieke of gebiedsgerichte referentie.

Bij de derde fase van het verificatieonderzoek is een gebiedsgerichte opschaling gedaan, waarbij het effect van de slootdempingen op onder andere weidevogelpopulaties is bestudeerd. Modelmatig is berekend dat cadmium nierschade bij weidevogels in de Krimpenerwaard kan veroorzaken. Ondanks de geringe 'power' van het veldonderzoek werd aangetoond dat eieren van weidevogels (Figuur 5) die aan het dempingsmateriaal gerelateerd konden worden, verhoogde concentraties van dioxine-achtige stoffen bevatten. Bij de analyse van de ecologische effecten is vooralsnog geen rekening gehouden met het feit dat de aangetaste bodem in de gedempte sloten slechts een paar procent van het totale areaal in de Krimpenerwaard uitmaakt.

De conclusie van de onderzoekers is dat ecologische effecten aannemelijk zijn, volgens het principe van de weight of evidence. Bovendien overschrijden de waargenomen effecten de

gebiedsgerichte en locatiespecifieke risicogrenzen die door het bevoegde gezag en de stakeholders zijn opgesteld (Faber et al., 2004). Dit vormt de basis voor de conclusie dat de ecologische effecten van de gedempte sloten in de Krimpenerwaard onacceptabel zijn.

In het kader van de MKBA-Bosa is de totale toxische druk van een mengsel van zes metalen in de gedempte sloten gekwantificeerd met behulp van geaccepteerde modellen voor mengseltoxiciteit en gegevens over metaalgehalten uit het verificatieonderzoek (Faber et al., 2004). Deze analyse maakt het mogelijk om de resultaten van het verificatieonderzoek enigszins nauwkeuriger in verband te brengen met de kennis die gebruikt wordt bij het afleiden van de risicogrenzen ten behoeve van het normstellingskader.

De totale toxische druk van de zes metalen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn in het geanalyseerde dempingsmateriaal varieerde per sloot van 2% tot 99,9% en bedroeg gemiddeld 43% met een standaarddeviatie van 41%. De gemiddelde waarden voor de toxische druk voor de verschillende categorieën zijn samengevat in Tabel 6. Bagger is een relatief schoon dempingsmateriaal met een gemiddelde toxische druk van 9%. Bouw- en sloopafval is ook relatief schoon (toxische druk 24%). Shredder is zeer sterk verontreinigd, en heeft een gemiddelde toxische druk van 99%. Opgemerkt dient te worden dat de berekening voor de toxische druk gebaseerd werd op gehalten in 0,4 M salpeterzuur extracten. Op basis van totaalgehalten zal de toxische druk hoger uitvallen.

### **Maatregelen**

In het aangepaste bodembeheersplan zijn maatregelen opgenomen om de risico's voor de landbouw, kans op verspreiding en ecologische risico's van de slootdempingen te verminderen tot op een acceptabel niveau. De maatregel die voor het terrestrische ecosysteem van belang is, betreft het aanbrengen van een schone deklaag op de dempingen van tenminste 40 cm dikte.

*Tabel 6. Gemiddelde toxische druk voor zes metalen in monsters van dempingsmateriaal uit de sloten van de Krimpenerwaard. De toxische druk werd berekend met een formule voor de msPAF; 5 tot 7 monsters per categorie (uit: Faber et al., 2004).*

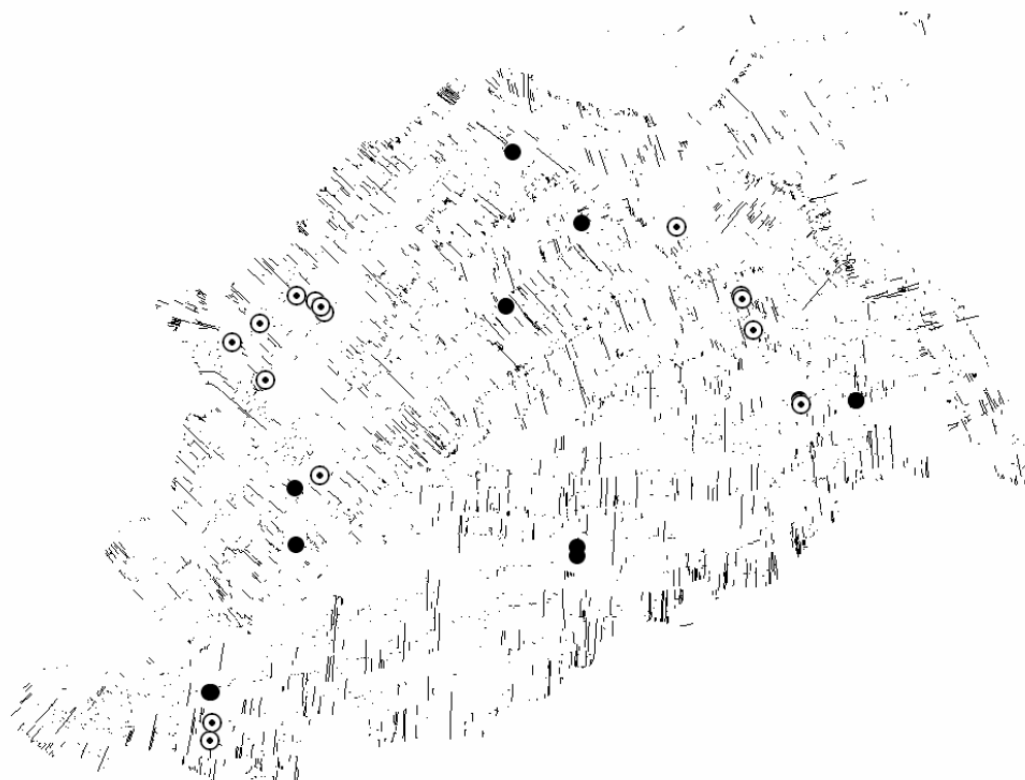
<i>dempingsmateriaal</i>	<i>gemiddelde toxische druk (%)</i>	<i>standaard- afwijking (%)</i>
bouw- en sloopafval	<b>24</b>	<b>24</b>
bagger	<b>9</b>	<b>6</b>
huishoudelijk afval	<b>50</b>	<b>43</b>
industrieel afval	<b>47</b>	<b>44</b>
shredder	<b>99</b>	<b>1</b>



Tabel 7. Aangetroffen afwijkingen van diverse onderzoeksparameters in gedempte sloten van de Krimpenerwaard (per categorie of locatiespecifiek) ten opzichte van categoriegewijze of gebiedsgerichte referentie (uit: Tuinstra et al., 2004). In alle categorieën gedempte sloten zijn effecten van de verontreiniging waargenomen.

	Bedrijfsafval	Bagger	Bouw- & sloopafval	Huishoudelijk afval	Lompen	Shredder
<i>Veldinventarisaties</i>						
Veldinventarisatie regenwormen	MTA ; MTA	C ; -	MTA ; MTA	C ; -	- ; -	MTA ; MTA
Veldinventarisatie nematoden	MTA ; MTA	- ; -	- ; -	MTA ; MTA	MTA ; MTA	C ; C
Bioaccumulatie metalen wormen	MTA ; MTA	- ; -	MTA ; MTA	MTA ; MTA	MTA ; MTA	C ; C
<i>Laboratoriumexperimenten</i>						
Nitrificatie	- ; -	MTA ; MTA	- ; -	MTA ; MTA	MTA ; MTA	- ; -
Bioassay regenwormen	C ; C	MTA ; -	- ; -	- ; -	MTA ; MTA	MTA ; -
Bioturbatie	C ; C	C ; MTA	C ; C	C ; C	C ; C	C ; C
Brandnetel	MTA ; MTA	C ; MTA	C ; C	MTA ; MTA	C ; C	C ; C

- (;) links van (;) staat de toetsing volgens de meer gevoelige criteria, rechts van (;) volgens de minder gevoelige criteria;  
 C categoriegewijze afwijking ten opzichte van de referentie;  
 MTA overschrijding van het MTA: het Maximaal Toelaatbaar Aantal afwijkingen van de gebiedseigen referentie;  
 - geen afwijking van gebiedseigen referentie.



Figuur 5. Vindplaatsen van grutto- en kievitseieren in de Krimpenerwaard die bij het verificatieonderzoek gebruikt zijn (uit: Tuinstra et al., 2004). Gesloten symbolen: grutto-eieren. Open symbolen: kievitseieren.

De houdbaarheid van de deklaag wordt op 50 jaar geschat. Verondersteld wordt dat een deklaag de ecologische effecten wel vermindert maar niet helemaal uitsluit, ondanks de afwezigheid van diep wortelende planten. Om de onzekerheden hieromtrent te ondervangen is voorzien in een monitoring van ecologische effecten in de Krimpenerwaard. Deze monitoring is nog in de opstartfase.

### **Conclusie**

In de gedempte sloten in de Krimpenerwaard kunnen verontreinigingen worden aangetroffen die meetbare ecologische effecten veroorzaken. Deze effecten mochten ook verwacht worden, als men uit gaat van de aanwezigheid van de bodemverontreiniging. Of de voorgestelde maatregel voor de sanering voldoende is om de ecologische effecten te verminderen tot een acceptabel niveau is nog een onderwerp van studie. Er is nog geen rekening gehouden met het feit dat het aangetaste bodemecosysteem slechts een paar procent uitmaakt van het totale areaal in de Krimpenerwaard.

## **6.5 *Volgermeerpolder***

### **Inleiding**

In de beschrijving van de casus wordt de grootste stortplaats van Amsterdam in de Volgermeerpolder, als een 'zwart gat' in de ruimere groene omgeving beschouwd. De Volgermeerpolder mag zich verheugen in een grote naamsbekendheid, vanwege het feit dat in een relatief vroeg stadium de vuilstort in de polder in de publiciteit kwam. Dit vanwege haar status als 'chemische tijdbom' door de omvangrijke aanwezigheid van veel chemisch afval in vaten van Duphar en Shell. Het is daarom verrassend dat slechts weinig onderzoeksgegevens bekend zijn. Er is nooit een volledige inventarisatie uitgevoerd die als basis gebruikt kan worden voor een risicobeoordeling. Een beperkt aantal onderzoeken heeft enige gegevens opgeleverd, maar deze zijn niet representatief voor de gehele stortplaats. Klaarblijkelijk hebben het regionale bestuur en het bevoegd gezag zich van het begin af aan gerealiseerd dat sanering onder vigerende normen en wettelijke kaders onvermijdelijk was en is daarom kwantitatief onderbouwend onderzoek niet verder uitgevoerd.

### **Indicatieve waarnemingen**

Toxische effecten uit bioassays (Microtox, Daphnia) zijn waargenomen. Bioaccumulatie van organochloorverbindingen is in kleine zoogdieren op en rond de stortplaats aangetroffen. Via TRIADE-onderzoek (een beoordeling op basis van een combinatie van verschillende typen informatie, te weten concentraties stoffen in bodemmonsters, resultaten van bioassays, en ecologische veldwaarnemingen) is aannemelijk gemaakt dat in grondmonsters sterke ecologische effecten aantoonbaar zijn. De effecten worden toegeschreven aan de aanwezigheid van organische stoffen en van zware metalen. Het is bekend dat zware metalen bij stortplaatsen een belangrijk aandeel hebben in de ecologische effecten.

Hoewel de diverse ad-hoconderzoeken in de Volgermeerpolder niet beoogden om een representatief beeld van de situatie in de Volgermeerpolder te genereren, nemen we aan dat

de ecologische effecten groot zijn. Tevens neemt men aan dat ze sanering rechtvaardigden, met andere woorden dat dit standpunt breed gedeeld wordt bij de betrokken instanties en personen, in casu bevoegd gezag, bodembeheer en deskundigen. De actuele ecologische effecten in de Volgermeerpolder waren voor aanvang van de sanering hoog en rechtvaardigden sanering volgens de uitgangspunten van de Wbb. Dit is een praktische en noodzakelijke aanname die slechts bedoeld is voor gebruik binnen het project MKBA-Bosa.

Beleidsmatig zijn actuele ecologische risico's in het bodemecosysteem beperkt tot de onverzadigde zone en tot maximaal 1,5 m onder het maaiveld. De ecologische effecten in de Volgermeerpolder die de sanering rechtvaardigden, beperken zich dus in beleidsmatige zin tot dit bovenste bodemcompartiment. De ecologische effecten van bodemverontreiniging in een stortplaats zoals die in de Volgermeer zijn waarschijnlijk aantoonbaar in het hele stortlichaam van vele meters dikte.

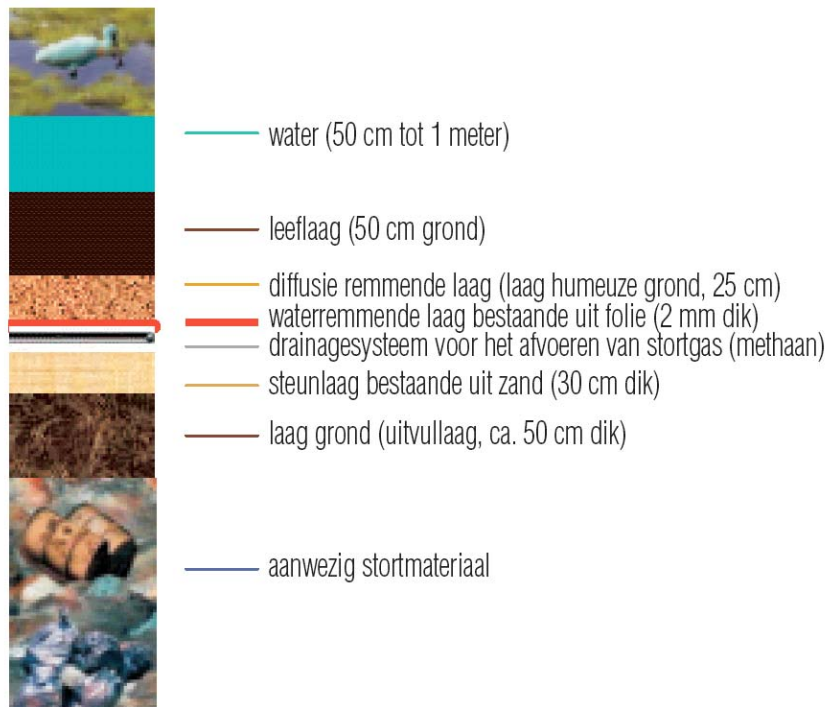
### **Maatregelen**

De stortplaats werd gesloten vanwege de aangetroffen verontreinigingen in het ondiepe grondwater en de omringende waterbodems. De voorgenomen sanering heeft als doel de locatie geschikt te maken voor natuur en extensieve recreatie. Isolatie van de verontreinigingen is als saneringsvariant gekozen, met een combinatie van een afdek- en leeflaag (wegnemen van direct contact en blootstelling) en maatregelen ter voorkoming van verdere verspreiding (monitoring en grondwateronttrekking). De sanering is momenteel in uitvoering.

Het aanbrengen van een afdek- en leeflaag is de sleutelmaatregel voor het wegnemen van onaanvaardbare ecologische effecten (Figuur 6). Deze vormt na sanering namelijk het bovenste bodemcompartiment. In het saneringsplan is voorzien in toekomstige natte natuurontwikkeling met behulp van zogenaamde sawa's, waardoor er extra eisen gesteld zijn aan de deklaag. Deze hebben betrekking op waterdoorlatendheid, het opvangen van moerasgas en het vasthouden van stoffen die door de folie lekken. In de toekomst is een toestand voorzien waarbij via vorming van veen water op een natuurlijke wijze in de Volgermeerpolder wordt vastgehouden. De sawa's hebben dan minder onderhoud nodig.

### **Invloed van maatregelen op ecologische effecten**

De saneringsmaatregelen bestaan uit het aanbrengen van een afdek- en leeflaag en barrières om de contactkans met verontreinigende stoffen uit het stortlichaam tegen te gaan. De afdek- en leeflaag is in totaal 1 tot 1,5 m dik. Daarnaast is vernatting voorzien. Mits het werk ook op de lange termijn aan de gestelde eisen voldoet, kunnen ecologische effecten in de bovenste bodemlaag na de sanering in praktische zin uitgesloten worden. Met andere woorden, in de toekomst zijn er geen ecologische effecten in de Volgermeerpolder meer te verwachten. De effectiviteit van maatregelen om de ecologische effecten te verminderen bij de ontwikkeling van natte natuur in combinatie met een verdergaande isolatie van het stortlichaam zullen naar verwachting groter zijn dan bij droge natuur. In vergelijkbare gevallen is aangetoond dat mobilisatie en beschikbaarheid van verontreinigingen groter zijn bij droge natuur.



*Figuur 6. Schematische opbouw van de leeflaag in de Volgermeer (bron: <http://dmb.asp4all.nl/ipp/bijlagen/volgermeer12.pdf>; 9 september 2006).*

De Volgermeerpolder grenst aan ecologische verbindingzones en gebieden in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Als gesteld kan worden dat natuurontwikkeling op een schone leeflaag een ecologische waarde vertegenwoordigt, dan kan de natuurontwikkeling in de nabijgelegen EHS van de sanering profiteren. Het is bijvoorbeeld denkbaar dat foerageergebieden van weidevogels een betere kwaliteit en grotere omvang krijgen en dat de gesaneerde polder extra schuil- en woonplaatsen biedt voor soorten die anders een marginaal bestaan leiden.

Een kanttekening betreft de milieuhygiënische houdbaarheid van de integrale oplossing. Er is voor gekozen om de verontreiniging te isoleren, in plaats van te verwijderen. De gekozen oplossing houdt een automatische verplichting tot nazorg in en acties bij eventuele calamiteiten. Wanneer de verontreiniging in het stortlichaam op termijn voor onverwachte ecologische effecten (of andere milieuhygiënische problemen) zorgt, dan zal men met nieuwe (duurdere) oplossingen moeten komen.

Een ander aspect is de blijvende aanwezigheid van het stortlichaam. Risico's voor verspreiding worden geminimaliseerd door monitoring en eventueel afvoeren van verontreinigd grond- en oppervlaktewater. Als er toch verspreiding mocht plaats vinden zijn ecologische effecten niet uit te sluiten. In de gekozen saneringsvariant is opgenomen dat het stortlichaam niet meer bijdraagt aan het ecologisch functioneren van de ondergrond. Deze oplossing is in overeenstemming met de Wbb, omdat ecologische effecten dieper dan 1,5 m meestal niet relevant zijn voor eventuele sanering.

## **Conclusie**

Het optreden van ernstige ecologische effecten als gevolg van de bodemverontreiniging in de Volgermeerpolder is aannemelijk. Ze rechtvaardigen volgens de letter en de geest van de Wbb de sanering. Als het werk bij voltooiing aan de gestelde eisen voldoet, is de voorgenomen sanering effectief. Dat wil zeggen dat ecologische effecten in praktische zin kunnen worden uitgesloten. Er is blijvende zorg noodzakelijk, omdat de verontreiniging ter plaatste aanwezig blijft en slechts wordt geïsoleerd (effectieve monitoring). Na sanering draagt de diepere ondergrond (het stortlichaam) niet bij aan het ecologische functioneren van de polder.

## **6.6 NAVOS objecten en andere stortplaatsen**

### **Inleiding**

Deze casus omvat een groep voormalige stortplaatsen uit het NAVOS programma (Nazorg voormalige stortplaatsen). Deze stortplaatsen hebben een verschillende omvang en ligging in natuur, landelijk gebied en rondom woonkernen en bevatten een cocktail aan mogelijke verontreinigende stoffen. Het essentiële verschil tussen de Volgermeerpolder (casus 6.5) en het gemiddelde NAVOS-object betreft de omvang en het daaraan gekoppelde en beoogde bodemgebruik. Daarnaast bevat het gemiddelde NAVOS-object afval van huishoudelijke aard, terwijl in de Volgermeerpolder zwaar chemisch afval aangetroffen is. De casus Volgermeerpolder is omvangrijk en de locatie is gesaneerd op een wijze dat een herkenbaar bodemgebruik mogelijk werd (extensieve recreatie). De NAVOS-objecten zijn gemiddeld kleiner dan 0,6 ha en staan meestal toe dat in de ruimtelijke context om de voormalige stortplaats heen wordt gepland. De lokaal mindere kwaliteit van de bodem wordt daarmee slechts gedoogd en feitelijk wordt de bodem in die situatie niet optimaal gebruikt.

### **Gegevens voor de ecologische risicobeoordeling**

De casus NAVOS betreft een grote groep voormalige stortplaatsen met een mengsel aan verontreinigende stoffen. Vanwege de grote heterogeniteit is het niet zinvol om de gemiddelde samenstelling van het verontreinigende mengsel af te leiden, om zodoende het gemiddelde ecologische risico van een NAVOS object te berekenen. Er is een enorme bandbreedte. Voor het project MKBA-Bosa is het zinvol om aan te nemen dat in een gemiddeld bodemmonster van de niet afgedekte, bovenste bodemlaag van de stort (onverzadigde zone) de concentraties van bodemverontreinigende stoffen meestal de interventiewaarde overschrijden. Dan kan ook worden aangenomen dat effecten van verontreiniging kunnen worden waargenomen, conform de bevindingen en aannames bij casus 6.5 Volgermeerpolder. Met andere woorden, het is aannemelijk dat er ernstige ecologische risico's zijn. Er zijn diverse onderzoeksrapporten die dit kunnen staven. Vanuit deze aanname kan het ecologische risico, en het effect van maatregelen op de risico's, worden geëvalueerd.

Bij afgedekte stortplaatsen zal de dikte en de kwaliteit van de deklaag en leeflaag bepalend zijn voor de mate waarin de ecologische risico's zijn gereduceerd. Aspecten die van belang

zijn voor de minimale dikte van de leeflaag zijn: te verwachten bewortelingsdiepte (bomen hebben diepe wortels), het grondwaterniveau (in het algemeen zijn stoffen minder mobiel en minder beschikbaar in het grondwater) en de wormenactiviteit die verantwoordelijk is voor de verticale bodembeweging.

Het ecologische risico op een voormalige stortplaats kan met behulp van het gedachtegoed van de Wbb worden vastgesteld, als de oppervlakte van de verontreiniging en het beoogde bodemgebruik vast staan. Ook bij dit type locaties moet worden uitgegaan van overschrijding van HC50-waarden voor één of meer verontreinigende stoffen. Er is geen formularium beschikbaar dat de morfologie (scherpe en uitstekende delen, oneffenheden, stortgas en landschappelijke elementen van een stort) in rekening kan brengen bij de beoordeling van het ecologische risico.

In de Wbb is vooralsnog ook geen formularium ontwikkeld waarmee de relatieve omvang kan worden beoordeeld ten opzichte van de schone omgeving. Met andere woorden, er kan nog geen rekening worden gehouden met het mogelijke gegeven dat de ecologische effecten zich beperken tot een relatief klein oppervlak. Dit in relatie tot het totale homogene en verder schone gebied met een specifiek gebruiksdoel. Bodemgebruikers houden hier impliciet wel rekening mee, door 'om de locatie heen' te plannen, maar de vraag is of dit afdoende bescherming biedt voor het ecosysteem. Binnen de projectgroep NOBO (normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling) en via de ontwikkeling van het Saneringscriterium worden stappen ondernomen om hiervoor een beoordelingsinstrument te ontwikkelen.

### **Maatregelen en ecologische effecten**

De maatregel die relevant is voor de vermindering van het ecologisch risico betreft het op orde brengen van een voldoende dikke deklaag die tevens als leeflaag fungeert, zodat de contactkans voor dier en plant sterk wordt gereduceerd. Mits goed uitgevoerd is dit een passende en praktische maatregel om ecologische (en humane) risico's sterk te verminderen. De mogelijke ecologische risico's ten gevolge van verspreiding, worden voorkomen met een effectieve monitoring en eventuele behandeling van verontreinigd grond- en oppervlaktewater. De effectiviteit van de maatregel met dek- en leeflaag staat net als bij de casus Volgermeerpolder potentieel onder druk, omdat het stortlichaam ongemoeid blijft en dus nazorg behoeft via een effectieve monitoring en eventuele acties. Dit geldt uiteraard niet in de zeldzame gevallen dat het stortlichaam verplaatst wordt.

### **Conclusie**

De ecologische effecten voor een gemiddelde voormalige stortplaats uit het NAVOS programma zijn in kwantitatieve zin niet exact af te leiden. Er kan worden aangenomen dat de concentratie verontreinigende stoffen in bodemmonsters uit de bovenste laag van het stortlichaam voldoende hoog is om een ecologisch effect te indiceren. In de Wbb is er (nog) geen formularium aanwezig voor de beoordeling van een relatief klein verontreinigd oppervlak ten opzichte van een verder schone omgeving. Het aanbrengen van een dek- en leeflaag is praktisch gezien een effectieve maatregel om ecologische effecten sterk in te perken. Wanneer het stortlichaam verder ongemoeid wordt gelaten en op de locatie blijft, is een effectieve nazorg vereist. Een niet functionerende en aangetaste dek- en leeflaag kan

aanleiding geven tot effecten op het ecosysteem en op de mens. Dit is het gevolg van een verhoogde contactkans en op ongewenste verspreiding naar grond- en oppervlaktewater.

## **6.7 Defensierreinen**

### **Inleiding**

Het Ministerie van Defensie heeft vele militaire oefen- en kazerneterreinen in haar bezit. Door de typerende militaire activiteiten zijn in het verleden deellocaties verontreinigd geraakt: het betreft locaties met brandstof, olie en smeermiddelen (BOS-locaties), blusvijvers met een cocktail aan verontreinigingen, ophooglagen en kogelvangers met een voornamelijk zware metalen belasting. Door de verminderde omvang van de militaire activiteiten op de Nederlandse bodem worden op sommige plaatsen de oefenterreinen en kazernes gesloten. Mede door de ligging aan aangrenzende natuurgebieden worden in voorkomende gevallen terreinen ‘teruggegeven’ aan de natuur. In deze gevallen lijken de ecologische effecten bij het beoogde bodemgebruik (natuur) relevant en daarom onderwerp voor een nadere analyse.

### **Gegevens voor ecologische risicobeoordeling**

In de casusbeschrijving is een aantal indicatieve waarden voor de verontreiniging gegeven. Zowel bij de blusvijvers, ophooglagen, kogelvangers en BOS-locaties komen concentraties voor die de interventiewaarden sterk overschrijden. Geoordeeld werd (zie paragraaf ‘risicobeoordeling’ bij de betreffende casus), dat er bij het actuele bodemgebruik geen risico’s voor de mens, voor verspreiding of voor het ecosysteem mag optreden. Voor het bodemgebruik ‘natuur’ wekt dit bevreemding op, omdat bij een enkelvoudige overschrijding van de interventiewaarde (voor één stof) al vanaf 50 m<sup>2</sup> sprake is van een actueel ecologisch risico.

Voor een specifieke locatie in de Provincie Gelderland (Generaal Winkelmarkazerne te Nunspeet, inclusief omliggende militaire oefenterreinen) hebben betrokken partijen (Ministeries van Defensie en LNV, dienst Domeinen en bevoegd gezag) in het verleden een overeenkomst gesloten voor sanering, ten behoeve van teruggave aan de natuur. Het zou dan voor de hand liggen om te veronderstellen dat de afspraken mede zijn gemaakt tegen het licht van de te verwachten ecologische effecten bij het beoogde bodemgebruik (extensieve recreatie en natuur), ware het niet dat het Ministerie van Defensie ‘ter principale’ haar verontreinigde locaties saneert.

Voor deze casus, waarbij grote terreinen met verontreinigde deellocaties werden teruggeven aan de natuur, is de veronderstelling relevant dat met de Sanerings Urgentiesystematiek (SUS) aangetoond had kunnen worden dat er sprake was van daadwerkelijke ecologische risico’s die de (deel)sanering legitimeerden.

### **Maatregelen en ecologische effecten**

Bij de Generaal Winkelmarkazerne en de omliggende oefenterreinen in Gelderland zijn grote hoeveelheden verontreinigde bodem en materialen afgevoerd. Het vrijkomende gebied werd teruggegeven aan de natuur, vormde een aanmerkelijke versterking van de EHS in de nabije

omgeving en kwam zo zonder gebruiksbeperkingen beschikbaar voor natuurontwikkeling en extensieve recreatie. Als het werk volgens de specificaties is uitgevoerd en er geen noemenswaardige restverontreiniging is achtergebleven in het gebied, is de veronderstelling gerechtvaardigd dat er geen ecologische effecten van bodemverontreiniging te verwachten zijn.

## **6.8 Rotterdams havengebied**

### **Inleiding**

Het klei/veengebied van de Rotterdamse haven is een typerende casus voor grootschalig verontreinigd grondwater bij een nu en in de toekomst industrieel gebruikte bodem. De vraag is, of de bodemverontreiniging in het havengebied uit het oogpunt van ecologische risico's relevant is. Er ontwikkelen zich gewaardeerde groenstroken en natuur. Daarnaast kan echter in de omringende gebieden met een agrarisch en natuurlijk bodemgebruik op termijn verontreinigd kwelwater aan de oppervlakte komen. In de Wbb wordt bescherming van ecosystemen bij industrieel gebruikte bodems op een relatief laag niveau nagestreefd. De ecologische effecten van deze omvangrijke casus worden geanalyseerd in algemene termen voor een industrieel gebruikte bodem.

### **Gegevens voor ecologische risicobeoordeling**

In de casusbeschrijving is geen informatie opgenomen over de concentraties van stoffen. De voor het grondwater typerende verontreiniging betreffen in ieder geval (vluchtige) organische stoffen die anaëroob niet goed worden afgebroken. Verder kunnen veel verschillende stoffen worden aangetroffen afkomstig van veel verschillende activiteiten. De stoffen bevinden zich net onder het maaiveld en in de diepere ondergrond. Er worden voor deze MKBA drie deelproblemen onderscheiden die voor de ecologische effecten van mogelijk belang zijn, namelijk:

1. transport van mobiele (organische) contaminanten naar nabijgelegen agrarische en natuurgebieden;
2. aanwezigheid van relatief immobiele bodemverontreiniging net onder het maaiveld;
3. aanwezigheid van bodemverontreiniging in het grondwater ecologische.

Deze drie deelprobleem zullen kwalitatief geanalyseerd worden. Overigens zou een kwantitatieve analyse sowieso met bepaalde onzekerheden zijn omgeven. De benoemde deelproblemen worden namelijk niet door iedereen erkend of worden niet gedekt door de Wbb. Extreme gevallen van immobiele verontreiniging (puntbronnen) net onder het maaiveld vallen wel binnen de kaders van de Wbb en worden als 'te verontreinigd' bestempeld en gesaneerd.

### **Grondwaterecosystemen**

Effecten van verontreiniging van grondwaterecosystemen vallen buiten de reguliere kaders in de Wbb. Eén van de redenen is dat relatief weinig bekend is over het functioneren van grondwaterecosystemen. Een daarnaast nog onbeantwoorde vraag is of aantasting ervan



beschouwd moet worden als een milieuprobleem. Grondwaterecosystemen zijn met het blote oog niet zichtbaar en problemen met de grondwaterkwaliteit kunnen vaak met technologische middelen opgelost worden (waterzuivering). Momenteel wordt door het RIVM een verkennende studie uitgevoerd naar de betekenis van grondwaterecosystemen in het Nederlandse bodembeleid, ook in relatie tot de KaderRichtlijn Water en het Europese bodembeleid.

Grondwaterecosystemen bevatten een divers bodemleven, maar de biomassa is meestal lager dan in de toplaag van de bodem. Drie groepen organismen springen in het oog: bacteriën (anaeroob en aeroob), nematoden (aeroob) en kleine insecten (aeroob). Grondwaterecosystemen zijn van groot belang voor de stofkringlopen in de bodem. Hierbij worden schadelijke en/of natuurlijke stoffen worden omgezet in andere verbindingen en worden essentiële schakels in bijvoorbeeld de stikstofkringloop gesloten. Een goede kwaliteit van het grondwater is van belang voor natuurontwikkeling en de drinkwaterwinning.

Nederland kent diverse typen grondwaterecosystemen, afhankelijk van het bodemtype en de hydrologie van het systeem. Aerobe en anaerobe grondwaterecosystemen zijn zeer verschillend. Bij veenbodems komen natuurlijke anaerobe systemen voor. Bij zand zijn anaerobe grondwatersystemen vaak het gevolg van bodemverontreiniging met organische stoffen (olie, VOCl, BTEX).

Grondwaterecosystemen hebben een trage dynamiek en herstellen na een catastrofe maar heel langzaam, vaker pas na meer dan 100 jaar. Net als bodem moet het grondwatersysteem beschouwd worden als een niet-hernieuwbare natuurlijke hulpbron.

### **Maatregelen en ecologische effecten**

Voor het havengebied worden een gevalsgerichte en gebiedsgerichte aanpak voorzien. De huidige inspanningen zullen onvoldoende zijn om alle problemen op een reële termijn te ondervangen. De optimale strategie lijkt te zijn om de verontreinigingen in de toplaag aan te pakken met een zogenaamde 'gevalsgerichte benadering' (locatiespecifiek) en die in het grondwater met een gebiedsgerichte aanpak. Saneringen van bodemverontreiniging in de toplaag zullen zich richten op extreme gevallen of op bijzondere objecten. Het grondwater zal gemonitord worden op verspreiding naar kwetsbare (buiten)gebieden, natuurlijke afbraak zal worden gestimuleerd, en indien nodig zullen de 'bronnen' worden verwijderd. Ook zonder dat een gedetailleerde analyse wordt uitgevoerd, is de verwachting dat deze maatregelen als nevenresultaat de ecologische effecten op termijn verminderen.

Een effectieve aanpak van een extreme verontreiniging van de toplaag is van belang voor de ontwikkeling van de groenstroken in het industriegebied. De blokkades voor de (her)kolonisatie van bijzondere soorten en doelsoorten moeten worden weggenomen, want die staan de (natuurlijke) ontwikkeling van de groenstroken gedeeltelijk in de weg. Bij een hoog-industrieel gebied zoals de haven van Rotterdam zal een inrichting met aandacht voor de kwaliteit van groengebieden bijdragen aan een positief milieu-imago.

In de Wbb wordt het bodemecosysteem bij industrieel gebruikte bodem als minst gevoelige categorie beschouwd. Dit houdt in dat pas bij een groter oppervlak aan verontreinigde bodem, of bij hogere concentraties van verontreinigende stoffen, de actuele ecologische risico's onaanvaardbaar zijn. Dit doet recht aan de gedachte dat een ecosysteem bij infrastructuur en

industriegebied minder gevoelig mag zijn. De TCB (2006) heeft opgemerkt dat de bestaande oppervlaktecriteria mogelijk verouderd zijn.

## **6.9 Conclusie uit de casussen**

Het algemene beeld dat uit de casussen naar voren komt is dat ecologische effecten aannemelijk zijn op basis van de gemeten of geschatte concentraties van bodemverontreinigende stoffen. Soms is er ondersteuning voor deze aanname aanwezig via aanvullend onderzoek met bioassays, bioaccumulatie, ecologische veldinventarisaties, blootstellingmodellering, et cetera. Op basis van deze informatie kunnen saneringbeslissingen op gegronde wijze worden genomen, volgens de uitgangspunten voor bescherming en sanering van de bodem in het milieubeleid. Als de genomen (sanerings)maatregelen op de locaties aan de vooraf gestelde eisen voldoen, dan mag verwacht worden dat de ecologische effecten na de sanering tot op een acceptabel niveau zijn teruggebracht, of geheel zijn weggenomen. In die zin zijn ecologische baten van de bodemsaneringen in Nederland te benoemen.

Voor een degelijke en kwantitatieve benadering van de ecologische effecten van bodemverontreiniging en van de ecologische baten van bodemsanering, ontbreken meestal representatieve gegevens van de locaties. Ofwel de groep locaties is te heterogeen voor een nauwkeurig beeld, of er is te weinig representatief onderzoek uitgevoerd op een (omvangrijke) locatie voor een kwantitatief beeld. De beste mogelijkheid voor een kwantitatieve analyse werd geboden in de casussen de Krimpenerwaard en de Kempen, en deze zijn met beschikbare gegevens (kwantitatief) geanalyseerd.

## Referenties

- Bever (1999) Van trechter naar zeef, afwegingsproces saneringsdoelstelling. ISBN 9012088437, SDU, Den Haag.
- De Zwart, D., Sterkenburg, A. (2002) Toxicity-based assessment of water quality. Chapter 18. In: Species distributions in ecotoxicology (Posthuma, L., Suter, G.W., Traas, T.P., editors) CRC-Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 383-402.
- Dirven-Van Breemen, E.M., Lijzen, J.P.A., Otte, P.F., Van Vlaardingen, P., Verbruggen, E., Swartjes, F.A., Spijker, J., Rutgers, M. (2006) Landelijke Referentiewaarden ter onderbouwing van de Maximale waarden. Rapport 711701053, RIVM (in voorbereiding).
- Faber, J.H., Van der Pol, J.J.C., Van den Brink, N.W. (2004) Verificatieonderzoek ecologie Krimpenerwaard. Rapport SV-027, Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB), Gouda.
- Grime, J.P. (1997) Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* 277, 1260-1261.
- Lamé, F.P.J., Brus, D.J., Nieuwenhuis, R.H. (2004) Achtergrondwaarden 2000. Hoofdrapport fase 1. NITG 04-242-A. 2004. TNO.
- Mesman, M., Zweers, P., Peijnenburg, W., Mulder, Ch., Rutgers, M. (2005) Ecologische risico's in de bodem van natuurterreinen in De Kempen – een quickscan van effecten van bodembeheer in vergelijking met autonome ontwikkelingen. RIVM publicatie maart 2005, kenmerk 36/05 LER MR/mvd, Bilthoven.
- Posthuma, Suter, G.W., Traas, T., eds. (2002) Species distributions in ecotoxicology. CRC-Press, Boca Raton, FL, USA.
- Posthuma, L., De Zwart, D., Wintersen, A., Lijzen, J., Swartjes, F., Cuypers, C., Van Noort, P., Harmsen, J., Groenenberg, B.J. (2006a). Beslissen over bagger op bodem. Deel 1. Systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden. Rapport 711701044. RIVM, Bilthoven.
- Posthuma, L., Lijzen, J., Otte, P.F., De Zwart, D., Wintersen, A., Cuypers, C., Van Noort, P., Beek, M., Harmsen, J., Groenenberg, B.J. (2006b) Beslissen over bagger op bodem. Deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger. Rapport 711701046. RIVM, Bilthoven.
- Posthuma, L., Wintersen, A., De Zwart, D., Lijzen, J., Harmsen, J., Groenenberg, B.J., Oste, L.A., Van Noort, P. (2006c) Beslissen over bagger op bodem. Waarom moeilijk doen als het makkelijk kan. *Bodem* 4:142-146.
- Roetter, R., Van Grinsven, J.J.M., Boers, P., Beusen, A.H.W., Oenema, O. (2001) De status van het rekeninstrumentarium STONE versie 2.0. Rapport 378; Reeks Milieuplanbureau 17, ISSN:1566-7197, Alterra, Wageningen.
- Römkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., Sival, F.P. (2006) Cadmium in bodem en gras in natuurgebieden in en nabij de Malpiebeemden. Rapport 1299. Alterra, Wageningen.

- Rosenberg, F., Lieshout, R., Hog B. (2006) MKBA bodemsanering – achtergrond rapportage. Rapport 953, SEO economisch onderzoek, Amsterdam.
- Rutgers, M., Aldenberg, T., Franken, R.O.G., Jager, D.T., Lijzen, J.P.A., Peijnenburg, W.J.G.M., Schouten, A.J., Traas, T.P., De Zwart, D., Posthuma, L. (2000) Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. Rapport 711701018. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M., Schouten, A.J. (2001) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met een Triade-benadering. Rapport 711701026. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Schouten, A.J., Dirven – Van Breemen, E.M., Otte, P.F., Swartjes, F.A., Mesman, M. (2004) Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling met de TRIADE. Rapport 711701038. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Den Besten, P. (2005) 9. Approach to legislation in a global context, B. the Netherlands perspective - soils and sediments. In: Environmental toxicity testing (Thompson, K.C., Wadhia, K., and Loibner, A.P., eds.). Blackwell Publishing CRC Press, Oxford. pp. 269-289.
- Rutgers, M., Mesman, M., Otte, P. (2005a) 1170 TRIADE: Instrumentarium voor geïntegreerde ecotoxicologische beoordeling van bodemverontreiniging. Leidraad Bodembescherming, SDU Uitgevers, Den Haag. pp. 1170/1 – 1170/26.
- Rutgers, M., Mulder, Ch., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Faber, J.H., Van Eekeren, N., Smeding, F.W., Keidel, H., De Goede, R.G.M., Brussaard, L. (2005b) Typering van bodemecosystemen - Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604007. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Van Gestel, C.A.M., Klok, C., Vijver, M., Posthuma, L. (2006) Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek – het onderzoek en de locaties van het SSEO. *Bodem* 16(3): 111-114.
- Schouten, A.J., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M., Rutgers, M. (2003a) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 2. Rapport 711701032. RIVM, Bilthoven.
- Schouten, A.J., Dirven -Van Breemen, E.M., Bogte, J.J., Rutgers, M. (2003b) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 3. Rapport 711701036. RIVM, Bilthoven.
- Spijker, J., Van Vlaardingen, P. (2007) Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit ‘Achtergrondwaarden 2000’ in relatie tot risico’s. Rapport 711701052. RIVM (in voorbereiding).
- Sterkenburg, A., Lieste, R., De Cleen, M.P.T.M., Versluijs, C.W. (2005) Scenario’s Bodemsaneringoperatie. Rapport 607400001. RIVM, Bilthoven.
- TCB (2003) Advies duurzaam bodemgebruik op ecologische grondslag. Rapport TCB A33. Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- TCB (2005) Advies drempelwaarden grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Rapport TCB A37, Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

- TCB (2006) Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. Rapport TCB S02, Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Tuinstra, J., Straetmans, A., Molenaar, S., Van den Brink, N., Brouwer, L., Van der Brugge, F., Faber, J., Groenenberg, B.-J., Keijzer, H., Van der Pol, J. (2004) Verificatie van de risico's van bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard. Rapport SV-027, Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB), Gouda.
- Van der Wurff, A.W.G., Kools, S.A.E., Boivin, M.E.Y., Van den Brink, P.J., Van Megen, H.H.M., Riksen, J., Doroszuk, A., Kammenga, J.E. (2006) Type of disturbance and ecological history determine structural stability. *Ecological Applications* (in the press).
- Van Noort, P., Cuypers, C., Wintersen, A., De Zwart, D., Peijnenburg, W.J.G.M., Posthuma, L., Harmsen, J., Groenenberg, B.J. (2006) Beslissen over bagger op bodem. Deel 2. Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde landbodemoncentraties na verspreiding bagger op land. Rapport 711701045, RIVM, Bilthoven.
- Versluijs, C.W., Mulder, F.M., Van Wijnen, H.J., Van den Broek, H.H., Bogte, J.J. (2007) Proces- en data-analyse voor de MKBA bodemsanering. Rapport 607500001. RIVM, Bilthoven.
- VROM (2006) Circulaire streef- en interventiewaarden. Download 15 oktober 2006: [www.vrom.nl/get.asp?file=Docs/bodem/bijlagecirculairestreefwaarden\\_bodem.pdf](http://www.vrom.nl/get.asp?file=Docs/bodem/bijlagecirculairestreefwaarden_bodem.pdf).
- Wintersen, A., De Zwart, D., Posthuma, L. (2004) De RIVM e-toxBase een jaar operationeel. LER Notitie 2004/04. RIVM, Bilthoven.

## BIJLAGE 1: Indicatief overzicht casussen en te beschouwen effecten

segment	prototype	casus nr.	dominant aspect		
			fin. ec.	gezondh	ecosyst
1. Stedelijk gebied / ISV - Wbb					
1.1	Ontw.gebied grootsteeds station <i>Tilburg</i>	1	1		
1.2	Gasfabriek				
	zandig <i>GEB Tilburg</i>	1	1	1	
	klei/veen <i>Oosterpark</i>	2	1	1	
1.3	Tankstation	3	1	1	
1.4	Chemische wasserij (VOCl verontreiniging)	4	1	1	
1.5	HBO-locatie	5	1	1	
1.6	Ophooglaag/demping stedelijk	6	generiek	1	?
2. Landelijk gebied / ILG - Wbb					
2.1	Grootschalig diffuus <i>De Kempen</i>	7	?	1	1
2.2	Dempingen <i>Krimpenerwaard</i>	8	1	?	1
2.3	Stortplaats				
	<i>Volgermeerpolder</i>	9	1	1	1
	NAVOS-object	10	generiek	?	?
2.4	Defensie	11	1	?	1
2.5	LNV/Sbb/Domeinen	12	generiek?	?	1
3. Bedrijventerrein / Bsb					
Convenant					
3.1	Grootschalig industrie <i>Havengebied Rotterdam</i>	13	1	?	?
3.2	Kleinschalig bedrijfsactiviteiten	14	generiek?	1	
3.3	SBNS				
	zie 1.1	1	1		
	spooreplacement	1?	1		
3.4	Bedrijfsterreinen transitiegebied <i>EMK</i>	15	1	1	
4. Omvangrijk grondwater					
4.1	Zandgebied <i>Apeldoorn</i>	16	1	1	?
4.2	Klei/veengebied <i>Rotterdam</i>	13	1		1
4.3	Gwwinning drinkwater				
	beschermingsgebied <i>Zeist</i>	17	1	1	
	tankstation MTBE	18	generiek	1	1
	strategische voorraad <i>Kempen</i>	7	1	1	
totaal casussen		18	16 +2?	10 +5?	6+3?