

MNP Rapport 500122002/2006

**Maatschappelijke Kosten Baten Analyse van de Nederlandse
bodemsaneringsoperatie**

A. van Wezel, R. Franken, E. Drissen, K. Versluijs en R. van den Berg.

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Directie MNP

MNP, Postbus 303, 3720 AH Bilthoven, telefoon 030 - 274 274 5; fax: 030 - 274 44 79; www.mnp.nl

Voorwoord

Naar aanleiding van vragen is aan de Tweede Kamer een Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA) over de bodemsaneringsoperatie toegezegd. Dit rapport geeft de weerslag hiervan. De studie is uitgevoerd door het Milieu- en Natuurplanbureau. Deelstudies zijn uitgevoerd door verschillende geledingen van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (door MGO/MEV naar beleving, door LER/MEV naar ecologische risico's en analyse landsdekkend beeld en door SIR/VCV naar gezondheidsrisico's), door KIWA voor grondwater, door SEO Economisch Onderzoek voor financieel-economische aspecten en door MMG Advies. Daarnaast hebben wij opmerkingen mogen ontvangen via een review door GGD Amsterdam, VU, CPB en Witteveen en Bos. De resultaten zijn middels een workshop voorgelegd aan maatschappelijke actoren. De studie kon niet tot stand komen zonder de medewerking van diverse gemeentes, provincies, waterschappen en waterleidingbedrijven die gegevens beschikbaar hebben gesteld. Wij zijn alle partijen zeer erkentelijk voor hun bijdragen.

Rapport in het kort

Opbrengsten van bodemsanering zijn aanzienlijk

Deze Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA) van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt vier alternatieven voor toekomstige investeringen.

In het nulalternatief stopt de Rijksbijdrage aan bodemsanering; omdat (juridische) prikkels niet wijzigen gaan private partijen door met sanering. Daarnaast zijn drie beleidsalternatieven uitgewerkt. In het alternatief 'huidig beleid' zijn in 2015 bij 11.000 spoedlocaties maatregelen genomen en faciliteert het Rijk tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op dat deel van de 56.000 saneringslocaties waar stagnatie optreedt. In het tweede alternatief beperkt het bodemsaneringsbeleid zich tot het aanpakken van de spoedlocaties. In het derde alternatief tenslotte richt het beleid zich op alle saneringslocaties, ook die waar geen stagnatie optreedt. De kosten en baten voor gezondheid, drinkwatervoorziening en vastgoed zijn gemonetariseerd en verrekend in de MKBA. De baten voor ecologische effecten en beleving zijn wel gekwantificeerd maar niet gemonetariseerd.

In alle alternatieven wegen de baten op tegen de kosten. De baten in de drie beleidsalternatieven, zijn aanmerkelijk hoger dan in het nulalternatief waar de overheid zich terugtrekt. In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten dominant. Tegelijk zijn de gezondheidsbaten met onzekerheid omgeven. Desondanks zijn de conclusies robuust, ook wanneer een lagere waarde aan gezondheid wordt toegekend, gevarieerd wordt met discontering of delen van de gezondheidsbaten buiten beschouwing worden gelaten.

In deze studie zijn meer spoedgevallen op basis van actuele humane risico's berekend dan eerder op basis van de eerdere analyse van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging. Dat betekent dat een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten ook te behalen is buiten de geschatte 11.000 spoedlocaties.

De maatschappelijke kosten baten analyse brengt de efficiëntie van de verschillende alternatieven in beeld. De afweging tussen deze efficiëntie en de rechtvaardigheid naar individuele betrokkenen is primair van politieke aard en is in deze analyse buiten beschouwing gelaten.

Trefwoorden: bodemverontreiniging, bodemsanering, kosten, baten, MKBA, gezondheid

Abstract

Societal cost–benefit analysis of the Dutch soil remediation operation

The societal cost–benefits analysis (MKBA in Dutch) of the soil remediation operation in the Netherlands distinguishes four alternatives for future investments. In the first, or ‘zero alternative’, Dutch national funding for soil remediation stops as (legal) incentives are not modified, private parties continue with their remediation. Besides this, three policy alternatives have also been analysed. In the alternative called ‘current policy’ measures are in place by 2015 at 11,000 emergency locations. Soil remediation will continue up to 2030 to avoid stagnation of economic and spatial developments. In the second policy alternative the soil remediation policy is restricted to emergency locations. Finally, the third alternative includes all 56,000 soil remediation locations, even if there is no stagnation of economic and spatial developments. The costs and benefits for health, drinking-water supplies and real estate have been monetarised. While the benefits for ecological impact and perception have been quantified, they have not been monetarised. Benefits are found to outweigh the costs in all alternatives. The benefits in the three policy alternatives are considerably greater than in the zero alternatives, where the Dutch national funding to soil remediation stops. The health benefits are dominant in all alternatives, but at the same time are surrounded with uncertainty. Nevertheless, we can attest to robust conclusions, even when a lower value is assigned to health, interest rates changed, or part of the health benefits not taken into consideration.

In the analysis more of the emergency cases are calculated on the basis of current human risk than on the earlier analysis of the national land-cover soil pollution. This means that a substantial share of the health benefits can be gained outside the 11,000 emergency locations. This societal cost–benefit analysis reflects the efficiency of the different alternatives. Finding a balance between efficiency and justice for the individual analysis is primary political and not taken into consideration here.

Key words: soil contamination, soil remediation, cost, benefit, CBA, cost benefit analysis, health

Inhoud

SAMENVATTING.....	9
1 INLEIDING	15
2 AANPAK.....	17
2.1 Landsdekkend beeld bodemverontreiniging	17
2.2 Analyse landsdekkend beeld bodemverontreiniging	18
2.3 Bepaling kosten en baten.....	19
2.3.1 Saneringskosten.....	20
2.3.2 Gezondheidsbaten.....	20
2.3.3 Baten voor drinkwatervoorziening	22
2.3.4 Vastgoedbaten	22
2.3.5 Beleving	23
2.4 Alternatieven	27
2.5 Verdeling van baten, discontering en tijd	29
3 DE BODEMSANERINGSOPERATIE	31
3.1 Hoeveelheid (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties	31
3.2 Ligging (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties	36
3.3 Aard locaties en type verontreiniging	37
3.4 Uitgaven	38
4 RESULTATEN	39
4.1 Saneringskosten	39
4.2 Baten voor humane gezondheid	40
4.3 Baten voor drinkwatervoorziening	43
4.4 Vastgoedbaten	44
4.5 Beleving	45
4.6 Ecologische effecten	47
4.7 Weging kosten en baten	49
5 DISCUSSIE	53
5.1 Werkvoorraad en kosten	53
5.2 Gezondheidseffecten/humane blootstelling	54
5.3 Kosten-afweging.....	56
5.4 Overige aspecten.....	56

6	CONCLUSIES	57
	LITERATUUR.....	58
	Lijst van afkortingen.....	64
	BIJLAGE 1 Voorbeeldberekening	66
	BIJLAGE 2 Aantal kankers per jaar voor verschillende kankerverwekkende stoffen en verschillende categorieën bodemsaneringslocaties	71
	BIJLAGE 3 MTR-overschrijdingen voor een selectie van stoffen (hoogste bijdrage)	72
	BIJLAGE 4 Input in MKBA	73

SAMENVATTING

Leiden de voorziene uitgaven aan bodemsanering in Nederland -door overheid en private partijen, in verschillende alternatieven- tot grotere welvaart? Dat is de centrale vraag binnen dit rapport over een maatschappelijke kosten baten analyse (MKBA) van de bodemsaneringsoperatie in Nederland. Naast financieel-economische baten tellen ook effecten waarvoor geen markt bestaat mee, zoals gezondheidseffecten. De maatschappelijke kosten baten analyse brengt de efficiëntie van verschillende (beleids)alternatieven in beeld. De afweging tussen deze efficiëntie en de rechtvaardigheid naar individuele betrokkenen is primair van politieke aard en is in deze analyse buiten beschouwing gelaten. Evenmin is de efficiëntie van het behalen van gezondheidsbaten via bodemsanering versus ander (milieu)beleid afgewogen in deze studie.

De basis voor deze MKBA vormt het geactualiseerde Landsdekkend beeld bodemverontreiniging over puntbronnen van historische bodemverontreiniging, met informatie over stoffen en over saneringskosten. Op circa 400.000 locaties in Nederland is de bodem mogelijk ernstig verontreinigd. De locaties liggen vooral in West- en Zuid-Nederland. Ongeveer 56.000 saneringslocaties geven risico's voor de mens, het ecosysteem of voor verspreiding naar het grondwater bij huidig of toekomstig bodemgebruik. Ongeveer 11.000 spoedlocaties leveren risico's bij het huidig gebruik. Deze locaties zijn vooral gelegen om en nabij de grote steden. De meeste mogelijk ernstig verontreinigde locaties liggen binnen bebouwd gebied, daarnaast liggen veel locaties in landbouwgebied. Voor ruim 6000 locaties in bodem, en bijna 3400 locaties in grondwater, is informatie voorhanden over het type verontreiniging.

In deze MKBA zijn saneringskosten bepaald, en de baten voor gezondheid, vastgoed, drinkwatervoorziening, beleving en het ecosysteem. Niet alle baten konden gemonetariseerd worden. De mediane saneringskosten bedragen 16 euro per m²; gemiddelde kosten liggen hoger met 145 euro per m² vanwege een scheve verdeling van saneringskosten. Gasfabrieken, defensieterreinen en chemische wasserijen zijn relatief duur om te saneren. De geschatte kosten voor de circa 45.000 saneringslocaties bedragen bijna 12 miljard euro tot 2030. Voor de 11.000 spoedlocaties voor 2015 gaat het om circa 3 miljard euro.

De gezondheidsbaten zijn in deze MKBA geschat voor kanker en IQ-verlies. Voor verontreinigde bodems is een beperkt aantal epidemiologische studies uitgevoerd, geen daarvan in Nederland. Een epidemiologische studie uit België rapporteert een associatie tussen een verhoogd risico op longkanker en verhoogde blootstelling aan cadmium in de bodem. Als deze studie vertaald wordt naar de Nederlandse situatie, dan leidt dat tot jaarlijks mogelijk enkele honderden gevallen van longkanker bij locaties met bodemverontreiniging door cadmium in heel Nederland. Vertaling van epidemiologische studies naar andere gebieden introduceert onzekerheden. Voor andere stoffen ontbreken dergelijke epidemiologische studies. Daarom zijn met blootstellingmodellen, per stof, per categorie locaties en per bodemgebruik gezondheidsbaten voor kankerverwekkende stoffen bepaald.

Dit levert circa 80 kankergevallen per jaar op, merendeels toe te schrijven aan benzeen bij locaties met benzinestations en overige brandstoffen.

Bij verhoogde loodgehalten in het bloed treedt IQ-verlies op. De gezondheidsbaten van bodemsanering voor IQ-verlies vanwege blootstelling van kinderen in de leeftijd van nul tot vier jaar aan lood zijn aanzienlijk (circa 90 miljoen euro per jaar). De belangrijkste verliezen treden op bij locaties met tanks en de categorie benoemd als niet nader gespecificeerde grootschalige of kleinschalige verontreinigde locaties.

De aldus geschatte gezondheidsbaten van bodemsanering geven niet de totale gezondheidsbaten weer. Voor een aantal stoffen die gezondheidsschade kunnen veroorzaken, zoals asbest, is de informatie niet toereikend om landsdekkend de gezondheidsschade te schatten. Ook voor niet kankerverwekkende stoffen zijn de methoden om gezondheidsschade te bepalen niet toereikend. Daarnaast kan in de schattingen van gezondheidsschade geen rekening gehouden worden met interactie van verontreinigingen in mengsels. Categorieën waar de grootste gezondheidseffecten verwacht worden zijn voormalige benzineservicestations (benzeen) en voormalige chemische wasserijen (VOC's).

De berekende verloren levensjaren zijn gemonetariseerd met 70.000 euro per jaar. Verlies van IQ is -levenslang- gemonetariseerd op 10.000 euro per IQ punt.

Er zijn 194 Nederlandse waterwingebieden, in 79 daarvan bevinden zich een of meerdere mogelijk ernstig verontreinigde locaties. De jaarlijkse bruto baten zijn 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied. De overige baten van het tegengaan van verontreiniging in grondwater (bijvoorbeeld het belang voor vestiging van bedrijven of voor het realiseren van warmte-koude opslag) zijn niet gemonetariseerd. Verspreiding kan de kwaliteit van het grondwater aantasten maar ook effect hebben op oppervlaktewater en sediment.

De vastgoedbaat van bodemsanering bestaat uit de invloed op de woningprijs, het uitstralingseffect op omliggende woningen en de invloed op de grondprijs. Deze baten zijn alleen berekend voor vastgoed in nieuw te bebouwen binnenstedelijk gebied op spoed- en saneringslocaties, aangezien hier een hoge ruimtedruk is met weinig mogelijkheden voor bebouwing op schonere locaties. De baten voor woningprijs en uitstralingseffect zijn aanzienlijk. Deze baten worden echter grotendeels teniet gedaan door de negatieve baat op de grondprijs, vanwege de hoge kosten –additioneel aan saneringskosten- van het bouwrijp maken van grond. De baat van zuiniger ruimtegebruik kan op bepaalde locaties aanzienlijk zijn maar is binnen deze landsdekkende MKBA niet gemonetariseerd, evenals mogelijke ruimere ontwikkelingsmogelijkheden na sanering.

Deze MKBA van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt vier alternatieven voor toekomstige investeringen. In het nulalternatief stopt de Rijksbijdrage aan bodemsanering. Omdat (juridische) prikkels niet wijzigen gaan private partijen door met sanering in min of meer hetzelfde tempo als nu het geval is. Verondersteld is dat de private partijen in de periode tot 2030 op 10.000 locaties saneren, waarvan 1.000 spoedlocaties.

Bovenop het nulalternatief komt één van de beleidsalternatieven. In het alternatief huidig beleid zijn uiterlijk in 2015 bij alle spoedlocaties maatregelen genomen om risico's weg te

nemen of te beheersen. Daarnaast faciliteert het Rijk tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op saneringslocaties, waar bodemverontreiniging tot stagnatie leidt. In het tweede alternatief beperkt het bodemsaneringsbeleid zich tot het aanpakken van de spoedlocaties. In het derde alternatief tenslotte richt het beleid zich op alle saneringslocaties, ook die waar geen stagnatie optreedt.

De kosten en baten zijn berekend vanaf sanering over een periode van 100 jaar. De kosten van sanering, en de vastgoedbaten zijn eenmalig. De vastgoedbaten vallen in gelijke mate toe aan sanering van spoedlocaties, saneringslocaties en overige locaties. Gezondheidsbaten en de baten voor drinkwatervoorziening zijn jaarlijks terugkerende baten.

Om het saldo van kosten en baten te kunnen bepalen is discontering nodig. De overdracht van een milieuerfenis naar toekomstige generaties is weergegeven via een discontovoet, in deze MKBA bodemsanering is uitgegaan van een discontovoet van 4% voor zowel kosten als baten. Mede gegeven de waarden-geladenheid van deze weging is een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd voor de discontovoet (1 tot 7%).

In alle alternatieven wegen de baten op tegen de kosten. De baten zijn in de drie beleidsalternatieven, zijn aanmerkelijk hoger dan in het nulalternatief waar vooral gesaneerd wordt omwille van maatschappelijke urgentie en de overheid zich terugtrekt. In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten dominant boven de vastgoedbaten. De gezondheidsbaten zijn echter onzeker. Wanneer aan verloren levensjaren een lagere waarde wordt toegekend van 20.000 of 10.000 euro per verloren levensjaar, zijn de baten eveneens hoger dan de gemaakte kosten. Ook als de gezondheidsbaten voor cadmium en lood niet worden meegerekend blijven de conclusies staan. Baten voor drinkwatervoorziening dragen slechts in geringe mate bij. De vastgoedbaten alleen wegen niet op tegen de te maken kosten. Bij het gebruik van lagere discontovoeten stijgt de mate waarin toekomstige baten meewegen. Ook bij gebruik van de hoogste discontovoet van 7% blijven de conclusies staan. Bij vertraging van de investering nemen de totale baten af.

In deze studie zijn meer spoedgevallen op basis van actuele humane risico's berekend dan eerder op basis van het kostenmodel. Dat betekent dat een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten ook te behalen is buiten de geschatte 11.000 spoedlocaties.

Niet gemonetariseerd in de MKBA, zijn ecologische effecten en belevingseffecten. Hierover is wel informatie verkregen in deze studie. Ecologische effecten zijn aannemelijk bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging. Een omvangrijk onderzoeksprogramma liet ecologische effecten van bodemverontreiniging zien in uiterwaarden, de Biesbosch en een veenweidegebied. In weinig dynamische (terrestrische) systemen zijn de effecten beter waarneembaar dan op locaties met veel natuurlijke dynamiek. Tolerantere soorten zullen de opengevallen niches bezetten, met een hogere kwetsbaarheid voor een volgende stressfactor als gevolg. Tussen de verschillende categorieën van bodemverontreiniging lijken geen grote verschillen te bestaan, de ecologische effecten verschillen wel per stof. Van de stoffen PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium leveren de twee eerstgenoemde stoffen het vaakst een hoge toxische druk, voor lood of zink zijn de negatieve effecten het grootst.

Ruim 1200 Nederlanders zijn gevraagd naar hun zorgen om omgevingsrisico's waaronder bodemsanering. Relatief veel Nederlanders maken zich ernstig bezorgd over bodemverontreiniging, vergelijkbaar met mate van bezorgheid over luchtverontreiniging en meer dan over andere omgevingsrisico's. Ongeveer 8% van de Nederlanders geeft in deze enquête aan dat bodemverontreiniging van toepassing is op de eigen woonsituatie, terwijl van de ondervraagde Nederlanders in werkelijkheid 45% nabij één of meerdere mogelijke bodemsaneringlocaties woont. Factoren zoals de vrijwilligheid van blootstelling, verdeling van lusten en lasten, kennis over een risico, aantal getroffen en etcetera beïnvloeden de beleving van (milieu)risico's. Respondenten vinden vooral de waarschijnlijkheid, en de ernst van belang. Aan de overige factoren (eigen controle, vertrouwen in overheid, aantal getroffen, effectiviteit maatregelen) wordt een lager gewicht toegekend. De als meest belangrijk geachte factoren ernst en waarschijnlijkheid zijn dezelfde factoren die een rol spelen bij de klassieke risicobeoordeling.

Tabel: Kosten, baten en saldo per alternatief in contante waarden (afgerond, in miljoenen Euro, discontovoet 4 %, periode van 100 jaar).

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Kosten				
Saneringskosten	1.400	4.700	4.000	8.800
Baten				
Gezondheid	28.900	57.300	42.700	134.900
wv longkanker cadmium	20.100	37.200	26.800	89.100
wv overige kankers	2.200	7.500	6.800	11.900
wv IQ verlies	6.700	12.600	9.100	33.900
Drinkwater	2.000	4.100	2.900	7.300
Vastgoed	500	1.000	800	2.000
Ecologie	pm	pm	pm	pm
Verspreiding	pm	pm	pm	pm
Saldo baten	31.400 + pm	62.400 + pm	46.300 + pm	144.200 + pm
Netto saldo	30.000 + pm	57.700 + pm	42.300 + pm	135.400 + pm

Tabel Gezondheidseffecten, vermeden DALY-verlies door sanering

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Cadmium ¹	700	1.500	500	3.800
Carcinogenen ²	80	400	300	600

1)Verhoogde longkankerincidentie, DALY's

2)Verhoogde kankerincidentie, DALY's

1 INLEIDING

Het bodemsaneringsbeleid is gestoeld op de nota 'Omgaan met risico's' (VROM, 1989). Deze nota introduceerde een risicobenadering, met als uitgangspunt dat het risico dat mensen lopen door blootstelling aan milieufactoren zoals stoffen, straling of externe veiligheid beperkt moet zijn tot een extra overlijdenskans van 10^{-6} per jaar. Meer recent is dit genuanceerd in de nota 'Nuchter omgaan met risico's' (VROM, 2004), die aangeeft dat er een afweging mogelijk is tussen de nagestreefde gelijke bescherming op het genoemde niveau, en maatschappelijk aanvaardbare kosten waarmee dat gepaard gaat. Daarnaast gaat deze nota in op de rol die maatschappelijke acceptatie en waardering van risico's speelt in deze afweging. In de recente 'Toekomstagenda Milieu' (VROM, 2006) geeft het kabinet aan dat het wenselijk is om kosten en baten van milieubeleid helder voor het voetlicht te brengen.

'Nuchter' en 'zakelijk' zijn veel gebruikte termen in het recente milieubeleid (zie VROM, 2006). Het kabinet wil maatschappelijke kostenbaten analyses (MKBA) inzetten in de voorbereiding en evaluatie van milieubeleid. Veel van het huidige milieubeleid is tot stand gekomen begin jaren negentig, op dat moment speelde de efficiencyvraag in het milieubeleid veel minder dan nu. In het milieubeleid staan beschermingsniveaus centraal (een overschrijding van de jaarlijkse sterftekans van 10^{-6} is niet acceptabel), niet afgezet tegen de benodigde kosten.

Een MKBA geeft een overzicht van kosten en baten van een project of beleidsplan, en drukt deze zo mogelijk uit in geld uit (V&W/EZ, 2000). Bij concrete investeringsbeslissingen, zoals aanleg van een weg of een stadsuitbreiding, worden MKBA's veelvuldig gebruikt. Lang niet binnen alle beleidsvelden worden MKBA's gemaakt.

Ondanks de wens MKBA's meer in te zetten voor milieubeleid zijn er voor (delen) van het Nederlandse milieubeleid weinig MKBA's uitgevoerd (Howarth et al., 2001). In het waterbeleid dat grenst aan het milieubeleid is dat wel het geval, zo is er een MKBA over baggerbeleid en een MKBA over de Kaderrichtlijn Water in voorbereiding. Internationaal worden in de EU veel 'impact assessments' uitgevoerd over beleidsvoornemens, bijvoorbeeld over de thematische strategie over luchtverontreiniging en het stoffenbeleid. Deze 'impact assessments' kunnen net als MKBA's inzicht geven in economische, sociale en milieuconsequenties, met als doel meer efficiënte en effectieve regelgeving te maken.

Leiden de voorziene uitgaven aan bodemsanering in Nederland -door overheid en private partijen, in verschillende alternatieven- tot grotere welvaart? Dat is de centrale vraagstelling binnen dit rapport over een maatschappelijke kosten baten analyse (MKBA) over de bodemsaneringsoperatie in Nederland. De MKBA betreft de sanering van historische gevallen van bodemverontreiniging. De sanering van waterbodems, het omgaan met licht verontreinigde bodems of het beleid rond bouwstoffen maken geen onderdeel uit van de analyse. Naast financieel-economische baten tellen ook effecten waarvoor geen markt bestaat mee, zoals gezondheidseffecten, beleving en effecten op natuur.

Deze rapportage van de MKBA bodemsanering geeft resultaten en conclusies op hoofdlijnen weer.

Samenloop bodemsanering met Europees beleid in voorbereiding

Vanuit de Kaderrichtlijn Water en de onderliggende concept-Grondwaterrichtlijn zijn voor het bodemsaneringbeleid de ‘prioritaire stoffen op gebied van het waterbeleid’ vooral relevant. Er ligt een voorstel voor een richtlijn vanuit de Europese Commissie; voor de prioritaire stoffen stelt de Europese Commissie algemeen bindende normen vast.

De precieze invulling van de concept-Grondwaterrichtlijn gaat te zijner tijd plaatsvinden in stroomgebiedbeheersplannen. Vanuit beheer van grondwaterverontreiniging zijn maatregelen denkbaar als het voorkomen van nieuwe verontreiniging, als ook het volgen en eventueel actief ingrijpen in bestaande verontreinigingsituaties (VROM, 2006b).

In voorbereiding is de Europese Bodemrichtlijn. De richtlijn beoogt bescherming van de bodem met het oog op behoud van ecologische, economische, maatschappelijke en culturele functies. Lidstaten zijn verplicht maatregelen te nemen op gebied van bodemverontreiniging, erosie, verlies van organische stof, verdichting, verzilting en aardverschuivingen, maar mogen zelf doelen en maatregelen van dit beleid formuleren. De richtlijn sluit voor een groot deel aan op het Nederlandse bodembeleid, maar heeft potentieel een bredere en meer verplichtende werking dan het Nederlandse bodembeleid. Voor bodemverontreiniging sluit de richtlijn grotendeels aan op de bodemsaneringpraktijk in Nederland (Wesselink et al., 2006).

2 AANPAK

Dit hoofdstuk beschrijft de gevolgde methoden, hoofdstuk 3 geeft de resultaten van de analyse van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging en hoofdstuk 4 geeft de diverse kosten en baten en de resultaten van de MKBA.

2.1 Landsdekkend beeld bodemverontreiniging

De basis voor de MKBA bodemsanering vormt het gecorrigeerde en geactualiseerde landsdekkend beeld bodemverontreiniging, uitgebreid met informatie over stoffen en over saneringskosten (Versluijs et al., 2006).

Het landsdekkend beeld bodemverontreiniging (Kernteam landsdekkend beeld, 2005) is in 2004 opgebouwd op basis van gegevens van bevoegde overheden. Omdat voor deze MKBA verschillende combinaties met andere GIS-bestanden zijn gemaakt, is het landsdekkend beeld bodemverontreiniging gestandaardiseerd op adresgegevens. Hierdoor zijn dubbeltellingen verwijderd uit de oorspronkelijke database. Daarnaast zijn de coördinaten gecontroleerd, wat soms tot correcties leidde.

Het landsdekkend beeld bodemverontreiniging uit 2004 is voor deze MKBA geactualiseerd met monitoringgegevens over de voortgang van de bodemsaneringsoperatie uit 2004 en 2005. Informatie over stoffen en gehalten per locatie, verkregen via bevoegde overheden, is vervolgens toegevoegd voor deze MKBA (Versluis et al., 2006). Voor ruim 6000 locaties in bodem, en bijna 3400 locaties in grondwater, is informatie voorhanden over het type stof. Voor ruim 3000 bodemlocaties en bijna 1900 grondwaterlocaties is er informatie over de gehalten per locatie. Omdat gehalten van stoffen gemeten worden als locaties in de fase van 'nader onderzoek' komen, is verondersteld dat de informatie over stoffen voor deze locaties - ca. 200.000- een representatief beeld vormt.

Voor ruim 3800 locaties zijn in eerdere projecten gegevens over kosten van bodemsanering verzameld via monitoring (zie ook Sterkenburg et al., 2005). Hierbij gaat het merendeels om saneringen waarbij de overheid is betrokken en relatief weinig om saneringen door private partijen.

2.2 Analyse landsdekkend beeld bodemverontreiniging

Analyses van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging vonden plaats binnen verschillende categorieën¹ (gasfabrieken, benzinestations, chemische wasserijen, tanks, dempingen, grootschalig, kleinschalig, defensierterreinen) om de categoriespecifieke kenmerken goed tot uiting te brengen. Per categorie zijn de meest relevante stoffen bepaald, en de frequentie en mate van overschrijding van de interventiewaarden. Ook is per categorie, op basis van extrapolatie van gegevens van de monitoring bodemsanering over besluitvorming door bevoegd gezag, bepaald hoeveel locaties te saneren of met spoed te saneren zijn.

MKBAs voor individuele bodemsaneringlocaties; oefenen voor landsdekkende MKBA

Voor 18 representatieve gevallen van bodemverontreiniging zijn MKBA's uitgevoerd, verdeeld over stedelijk gebied, landelijk gebied, bedrijventerreinen en omvangrijke grondwaterverontreiniging (Tabel 2.1.). Deze gevallen van bodemverontreiniging zijn beoordeeld op gezondheidseffecten (Park en Baars, 2006), effecten voor drinkwaterwinning (Smidt en Balemans, 2006; Van den Berg et al., 2006ab), financieel-economische effecten (Rosenberg et al., 2006) en ecologische effecten (Rutgers et al., 2006).

Door Rosenberg et al. (2006) is de nog onvolledige informatie (de inschatting van de gezondheidsbaten ontbrak nog) in een MKBA per casus bijeengebracht. Op het niveau van een casus is er een lacune in kennis over de omvang van effecten op de gezondheid, de ecologie en op verspreiding. Dat in specifieke situaties weinig te zeggen valt over gezondheidseffecten is te verklaren omdat hier weinig onderzoek naar wordt gedaan, en omdat voor het trendmatig vaststellen van extra ziektegevallen grote groepen en/of lange waarnemingsperioden nodig zijn.

Niet voor elke casus bleek het mogelijk alle effecten te kwantificeren. Met deze MKBA's voor individuele bodemsaneringsgevallen was het niet mogelijk om op het niveau van de gehele werkvoorraad de MKBA op te bouwen. Wel is inzicht verkregen in beschikbare informatie en methodes, en de manier waarop deze informatie opgeschaald kan worden naar nationaal niveau. Dit heeft geleid tot de aanpak voor de MKBA bodemsanering zoals weergegeven in dit hoofdstuk. Dit rapport beschrijft de MKBA's voor deze individuele cases niet, zie daarvoor de betreffende rapportages.

¹ De indeling naar categorieën is gebaseerd op het historisch gebruik van de locatie en naar kosten. Deze indeling is gehanteerd bij de totstandkoming van de analyse Landsdekkend beeld bodemverontreiniging (3B, 2005).

Tabel 2.1 Overzicht beschouwde cases

Stedelijk gebied	Landelijk gebied	Bedrijventerrein	Omvangrijk grondwater
Grootstedelijk ontwikkelingsgebied rond station	Grootschalig diffuus	Grootschalig industrie/haventerrein	Zandgebied
Gasfabriek op zand en op klei/veen	Dempingen	Kleinschalig	Drinkwaterwingebied beschermingsgebied
Tankstation	Stortplaats	SBNS	Drinkwaterwingebied tankstation MTBE
Chemische wasserij	Stortplaats NAVOS object	EMK-terrein	
HBO-locatie	Defensierterrein		
Ophooglaag/demping			

Met hulp van GIS analyses is de ligging van (mogelijke) bodemsaneringslocaties bepaald ten opzichte van natuurgebieden (EHS en VHR), grondwaterwingebieden en plaatsen met kinderen (scholen, kinderdagverblijven etc.). Voor bodemgebruik is de CBS bodemstatistiek gebruikt (2000), voor toekomstig bodemgebruik een projectie van het grondgebruik in 2020 (MNP, 2006c), voor grondprijzen IBIS (2004), voor werklocaties LISA (2005), en voor wonen ACN. Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten van deze analyses.

2.3 Bepaling kosten en baten

Tabel 2.2. geeft een overzicht van de gekwantificeerde kosten en baten.

Tabel 2.2 Overzicht van gekwantificeerde effecten op landsdekkend niveau

Kosten	Baten
Uitvoering sanering	Gezondheid
Apparaatskosten*	Drinkwatervoorziening en gebruik grondwater
	Vastgoedbaten
	Beleving (niet gemonetariseerd)
	Ecosysteem (niet gemonetariseerd)

* De apparaatkosten zijn separaat ingeschat en worden hier verder niet besproken.

2.3.1 Saneringskosten

Over de afgelopen jaren zijn saneringskosten bekend (Sterkenburg et al., 2005). Deze saneringskosten betreffen het traject van onderzoek tot en met sanering. De saneringen door overheden domineren in de beschikbare informatie, er is relatief minder informatie over kosten voor saneringen door private partijen. Met behulp van het landsdekkend beeld en de saneringskosten zijn voor ruim 3800 locaties –per categorie- de saneringskosten per geval en per vierkante meter bepaald. Informatie over de verdelingen binnen de saneringskosten werd tegelijkertijd verkregen. Door combinatie met de hoeveelheid te saneren locaties zijn de totale saneringskosten bepaald.

2.3.2 Gezondheidsbaten

Door de beschikbare informatie over de locaties van bodemverontreiniging te koppelen met bestanden over wonen en werken is uitgerekend hoeveel mensen zijn blootgesteld aan (mogelijk) ernstige bodemverontreiniging. Flats, etagewoningen, studentenwoningen en woonboten zijn niet meegenomen in de analyse, omdat daar nauwelijks sprake zal zijn van blootstelling aan de bodemverontreiniging. Wel is er jurisprudentie waarin bij flats een huurbevroezing wordt opgelegd vanwege bodemverontreiniging.

Verondersteld is dat de blootgestelde mensen op dezelfde plaats blijven wonen. Bij de berekeningen is uitgegaan van de gemiddelde omvang van de locatie per categorie, en een beïnvloedingsgebied voor de verspreiding van de verontreiniging. Voor een aantal stoffen konden gezondheidseffecten en vervolgens gezondheidsbaten worden ingeschat.

Als eerste is een epidemiologische studie naar longkanker gecorreleerd aan concentraties cadmium in de bodem in de Belgische Kempen (Nawrot et al., 2006) vertaald naar de Nederlandse situatie. Vertaling van epidemiologische studies naar een ander gebied introduceert onzekerheden. De Belgische studie geeft een associatie tussen blootstelling aan cadmium, zich uitend in verhoogde cadmium uitscheiding in de urine, en verhoging van longkankerincidentie. De studie corrigeerde voor roken en beroepsmatige blootstelling, de studie volgde een kleine duizend mensen. De studie corrigeerde niet voor verschillen in sociaal-economische status tussen hoog-blootgestelde en laag-blootgestelde groepen.

De aantallen mensen die in Nederland zijn blootgesteld aan concentraties van bodemverontreiniging waar Nawrot et al. meer longkankers vaststelden, zijn bepaald. Vervolgens is -met de gevonden hogere longkankerincidenties- het mogelijke aantal extra gevallen van longkanker berekend. Met één geval van longkanker zijn 8,2 zogenaamde ‘disability adjusted life years’ of DALY’s gemoeid (Crettaz et al., 2002).

De aldus berekende DALY’s zijn vervolgens gemonetariseerd met 70.000 euro/DALY. Uiteraard zijn er vele ethische kanttekeningen te plaatsen bij het monetariseren van leven in gezondheid, zie voor een overzicht o.a. RVZ (2006). Daarnaast is per definitie niet bekend of navolgende generaties een andere, wellicht toenemende, waardering zullen hebben. Het genoemde bedrag van 70.000 euro/DALY is gebaseerd op een review studie naar monetaire benaderingen van ‘de waarde van een mensenleven’ (Viscusi en Aldy, 2003), en heeft

dezelfde orde van grootte als de 80.000 euro per gezond levensjaar die de Raad voor de Volksgezondheid en Zorg aanbeveelt als grens te stellen aan medische interventies bij ziekte (RVZ, 2006). In de uiteindelijke MKBA-berekening is voor een gevoeligheidsanalyse ook gerekend met bedragen van 10.000 en 20.000 euro per DALY.

Dergelijke epidemiologische informatie ontbrak voor andere stoffen. Daarom zijn als tweede methode voor kankerverwekkende stoffen gezondheidsbaten bepaald door via blootstellingsmodellen het aantal mensen met een blootstelling hoger dan de MTR_{humaan} te bepalen en de mate van overschrijding. Dit gebeurde per stof, per categorie locaties en per bodemgebruik (zie Bijlage 1 voor een uitgewerkt voorbeeld van de berekeningen). Voor de blootstellingberekening is het model SUS gebruikt, gebaseerd op het model CSOIL (Rikken et al., 2001). Afhankelijk van het bodemgebruik zijn hierbij bepaalde blootstellingroutes al dan niet relevant. Het MTR_{humaan} beschermt tot jaarlijks 1 kanker geval per miljoen inwoners. Gezondheidseffecten boven het MTR zijn ingeschat door lineaire extrapolatie (zie ook Crettaz et al., 2002; Spadaro en Rabl, 2004 en Park en Baars, 2006).

Het aantal kanker gevallen als gevolg van bodemverontreiniging wordt bepaald door het product van het aantal mensen met een blootstelling boven het MTR_{humaan} en de mate van overschrijding, te delen door een miljoen. Omdat het hier om diverse kankersoorten gaat, is een gemiddeld DALY-verlies voor kanker gebruikt van 6,7 (Crettaz et al., 2002). Voor monetaarisering van het gezondheidseffect is opnieuw 70.000 euro/DALY gebruikt.

Bij verhoogde loodgehalten in het bloed treedt IQ-verlies op (Brunekreef, 1984; Schwartz, 1994; Lanphear et al., 2000). Op dezelfde wijze als hierboven beschreven voor kankerverwekkende stoffen is het aantal mensen met een blootstelling boven het MTR_{humaan} bepaald, en de mate van overschrijding. Vervolgens is op basis hiervan het aantal kinderen tussen 0 en 4 jaar met een blootstelling boven het MTR_{humaan} bepaald, door vermenigvuldiging met een factor voor het aandeel 0-4 jarigen in de totale populatie van 0,0645 (De Jong en Hilderink, 2004). Op basis van de blootstelling is de concentratie in het bloed berekend, een stijging van lood-inname met 1 $\mu\text{g/kg}$ lichaamsgewicht per dag correleert met een stijging van de loodconcentratie in het bloed van 10 $\mu\text{g/liter}$ (JECFA, 2000). Op basis van het gehalte lood in het bloed is het verlies van IQ berekend, waarbij is aangenomen dat 20 tot 40 $\mu\text{g/L}$ bloed leidt tot vermindering met 1 IQ punt (JECFA 2000, Lanphear et al., 2000). Verlies van IQ is -levenslang- gemonetariseerd op 10.000 euro per IQ punt (Spadaro en Rabl, 2004), een middenwaarde van andere inschattingen (Lutter, 2000; Grosse et al., 2002; Muir en Zegarac, 2001). De totale jaarlijkse baat is het gemonetariseerde IQ-verlies maal het aantal blootgestelde kinderen van 0 tot 4 jaar, gedeeld door vijf omdat jaarlijks vijf jaarklassen zijn blootgesteld.

Voor overige stoffen is een berekening van gezondheidseffecten en gezondheidsbaten niet mogelijk, wel is op basis van een vergelijkbare berekening van overschrijding van het MTR_{humaan} ingeschat voor welke stoffen en in welke categorieën vooral gezondheidseffecten zijn te verwachten.

Belangrijke onzekerheden van de gezondheidsbaten hangen samen met de extrapolatie van de epidemiologische studie, het gebruik van het blootstellingsmodel, de extrapolatie van de beperkte informatie in de stoffen-database naar de gehele voorraad locaties.

De gezondheidsbaten van sanering van grondwater worden deels meegenomen bij de berekening van de blootstelling aan bodemverontreiniging omdat hierin ook de verdeling naar het grondwater wordt meegenomen. Van de 1900 locaties waarvan gehalten in grondwater bekend zijn, blijken voor 1600 locaties ook gehalten in grond bekend te zijn. Er zijn daarmee voor slechts 300 locaties unieke grondwatermetingen beschikbaar (Versluijs et al., 2006). Deze zijn als onvoldoende representatief beoordeeld om hiervoor verder aanvullende gezondheidsbaten te berekenen.

Blootstellingsmodel kiest voor gemiddelde en niet voor gevoelige groepen

Het blootstellingsmodel CSOIL gebruikt voor alle parameters gemiddelde waarden, dit impliceert dat een hogere blootstelling bij een onbekend (maar mogelijk groot) deel van die blootgestelden plaatsvindt (Gezondheidsraad 2004). De voorspelling van de werkelijke blootstelling aan stoffen met CSOIL is voor de ene blootstellingroute betrouwbaarder dan voor de andere. Ingestie van grond is het meest betrouwbaar in kaart gebracht, de berekende blootstelling door consumptie van groenten en inhalatie het minst. De onzekerheden in het model en de spreiding van de waarden voor de invoerparameters kunnen leiden tot een grote over- of onderschatting van de blootstelling van mensen aan potentieel belastende stoffen (Gezondheidsraad, 2004). Om deze reden worden concentraties in verschillende blootstellingsmedia op mogelijke saneringslocaties vaak gemeten, zoals ook aanbevolen (TCB, 2002). Voor de GIS-analyses in onderhavig rapport waren geen gemeten data beschikbaar, en werd het blootstellingsmodel gebruikt.

2.3.3 Baten voor drinkwatervoorziening

Met een GIS-analyse is het aantal waterwingebieden bepaald waarin een of meerdere spoed- of saneringslocaties liggen. De monetaire baten van sanering zijn grofweg het uitsparen van kosten voor waterwinning op een alternatieve wijze.

Voor een grondwaterwinning in een nieuw waterwingebied bedragen de gemiddelde extra kosten circa 0,25 euro per m^3 bij een debiet van 5 miljoen m^3 /jaar en een transportafstand van 50 km (KIWA, 2006). Bij gebruik van oppervlaktewater voor drinkwater bedragen gemiddelde extra kosten 0,68 euro per m^3 (Mülschlegel en Tangena, 2005). Overige extra kosten (uitbreiding transportleidingen, installaties etcetera) zijn niet verondersteld. Uitgaande van tweederde nieuwe grondwaterwinning en eenderde oppervlaktewaterwinning -de bestaande verhouding in Nederland- en een gemiddelde van 2,5 miljoen m^3 per wingebied bedragen de baten jaarlijks bijna 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied.

2.3.4 Vastgoedbaten

De vastgoedbaat van bodemsanering bestaat uit een aantal componenten, invloed van een bodemsaneringlocatie op de woningprijs, het uitstralingseffect op omliggende woningen en

invloed op de grondprijs. Daarnaast is er nog de baat van zuiniger ruimtegebruik, doordat middels bodemsanering er minder uitleglocaties hoeven te worden ingezet omdat binnenstedelijk gebied bebouwd kan worden. De baten zijn berekend voor vastgoed in nieuw te bebouwen binnenstedelijk gebied op spoed- en saneringslocaties, aangezien hier hoge ruimtedruk is en weinig mogelijkheden voor bebouwing op schonere locaties.

De invloed van bodemsanering op de woningprijs is als volgt berekend:

Baat woningprijs = verkoopprijs * percentage * dichtheid woningen per hectare * aantal hectare nieuw te bouwen binnenstedelijk gebied.

De gemiddelde verkoopprijs voor een woning is 268.300 euro (OTB, 2006). De baat na sanering - het consumentensurplus - is ingeschat op circa 5% (Rosenberg et al., 2006, gebaseerd op Ecorys 2005). Deze baat is de onderkant van de bandbreedte van de waardedaling van woningen met een kadastrale aantekening voor bodemverontreiniging (Van de Griendt en Keijzer, 2006). Mogelijk is een deel van de vastgoedbaat een dubbeltelling met de gezondheidsbaat. Daarnaast is uitgegaan van een dichtheid van 35 woningen per hectare, gebaseerd op 4,3 miljoen woningen te bouwen op 120.000 hectare in de periode tot 2040 in een scenario ('global economy') met hoge economische groei (CPB/MNP/RPB, 2006). De aanname is dat deze baat alleen ontstaat in nieuw te bouwen binnenstedelijk gebied, omdat er buiten dit gebied minder ruimtedruk is (Rosenberg et al., 2006). Met GIS is geanalyseerd hoeveel hectare spoedlocaties en saneringslocaties in nieuw te bouwen stedelijk gebied liggen.

Voor het uitstralingseffect op omliggende woningen is eenzelfde benadering gebruikt, behalve dat het gebruikte percentage hier 1,5% is (Rosenberg et al., 2006).

Ook de baat voor invloed op de grondprijs is alleen berekend voor binnenstedelijk gebied. De netto grondopbrengst (opbrengst minus ontwikkelingskosten voor het bouwrijp maken) is negatief, en wordt -meer dan- gecompenseerd door de opbrengst van woningbouw (Ecorys, 2005). Mogelijk is dit een onderschatting van de baat, omdat bij de combinatie van het bouwrijp maken en sanering de gezamenlijke kosten lager kunnen uitvallen. Per woning is dit verlies 14.750, of 475.000 euro per hectare.

De baat voor zuiniger ruimtegebruik bestaat eruit dat minder woningen gebouwd hoeven worden op uitleglocaties en er meer binnenstedelijk gebouwd wordt. Deze baat is niet gemonetariseerd.

2.3.5 Beleving

Ruim 1200 Nederlanders zijn in het kader van deze MKBA in de nazomer van 2006 gevraagd, of zij een zestal omgevingsrisico's waaronder bodemsanering van toepassing achtten op de eigen woonsituatie en of zij zich zorgen maken over deze omgevingsrisico's (van Poll et al., in prep a).

Daarnaast vroeg het onderzoek aan Nederlanders vier verschillende typen bodemverontreiniginglocaties te ordenen op prioriteit van aanpak door de overheid (zie tekstbox). In de enquête is ook gevraagd hoe respondenten verschillende risicofactoren

wegen. Tabel 2.3 geeft de gevraagde risicofactoren, die zijn geselecteerd uit relevante literatuur (Weber et al., 2001, Grasmuck^{en} Scholz, 2005, Sandmann et al., 1993, Wandersmann en Hallman, 1993, Stallen, 1999).

Daarnaast is met GIS geanalyseerd in hoeverre de ondervraagde Nederlanders in werkelijkheid één of meerdere bodemsaneringslocaties uit de werkvoorraad in de nabijheid heeft; in een straal van 100 meter rond het middelpunt van het zescijferig postcodegebied (Versluijs et al., 2006).

Tabel 2.3. Risicokenmerken

● kans ● eigen controle ● vertrouwen overheid ● aantal getroffen ● ernst gevolgen ● effectiviteit oplossing/maatregelen ● bezorgdheid gevolgen ● relatie met kanker ● aanzien/aantrekkelijkheid locatie	Aanvullend voor stedelijk gebied; ● intentie tot gedrag, verhuizen Aanvullend voor recreatie gebied; ● intentie tot gedrag, blootstelling vermijden Aanvullend voor bedrijventerrein ● intentie tot gedrag, bedrijf verplaatsen Aanvullend voor grondwaterverontreiniging ● intentie tot gedrag, verhuizen
---	--

Vier locaties bodemverontreiniging bevraagd**Stedelijk gebied**

U woont in een huis waarvan de bodem ernstig verontreinigd is, zo is na onderzoek gebleken. Er moet snel ingegrepen worden. Vroeger heeft er een fabriek in de buurt van uw huis gestaan waardoor er zware metalen in de bodem zijn gekomen. U wordt geadviseerd om geen groenten uit eigen tuin te eten. Bovendien wordt u aangeraden om uw tuin met kalk te bestrooien zodat de metalen zich in de bodem binden. Dit verkleint ook de kans dat het grondwater vervuild wordt. Verder wordt u geadviseerd om uw kinderen niet te laten graven in de tuin, of om anders de tuin op te hogen met schone aarde. De gemeente beraadt zich of de grond onder en rondom uw huis schoongemaakt gaat worden. Aan de overkant van de straat bevindt zich een nieuwbouwproject. Hier wordt de bodem schoongemaakt voor de bouw begint.

Recreatie gebied

U wandelt ieder weekend in een natuurgebied waarvan is gebleken dat een deel ervan op een vroegere vuilstortplaats ligt. Deze plaats is nu mooi volgroeid en rustig, net als de rest van het natuurgebied. De bodem van dit gedeelte is ernstig verontreinigd. Omdat er geen grote risico's voor de volksgezondheid zijn, is het gebied open voor recreanten. Wel zijn er risico's voor het milieu, want niet alle soorten planten kunnen in dit gebied groeien. Het vervuilde deel van het natuurgebied wordt niet schoongemaakt zolang het voor recreatie bestemd blijft.

Bedrijventerrein

U bent ondernemer en wil een nieuw bedrijfsgebouw plaatsen. De beoogde plaats heeft een ernstig verontreinigde bodem. Maar als de bouwplek geasfalteerd of bebouwd is, zijn de risico's voor de mens verwaarloosbaar. Het alternatief is om de beoogde bouwplek volledig schoon te maken. Dit is echter duur. De gemeente - het bevoegd gezag - geeft u een bouwvergunning. Van de gemeente hoeft u de bodem niet schoon te laten maken als deze maar geasfalteerd of bebouwd wordt. Het Kadaster maakt wel een aantekening bij uw perceel dat het een ernstig verontreinigde bodem heeft. Bovendien wordt u verplicht om iedere 5 jaar een beperkt onderzoek naar de verontreiniging in uw bodem te laten doen.

Grondwaterverontreiniging

U woont in een stadswijk waaronder, op enkele meters diepte, een pluim met ernstig verontreinigd grondwater ligt. Een fabriek die vroeger in de buurt stond, heeft dit veroorzaakt. Er zijn geen risico's voor de mens of het milieu omdat het verontreinigde water zich diep onder de grond bevindt. De gemeente wil met pompen er voor zorgen dat de verontreiniging zich niet verder verspreid via het grondwater. De kleine pompinstallatie is aan het eind van de straat op een braakliggend stukje grond geïnstalleerd. De pompen zullen vermoedelijk enkele jaren in gebruik zijn.

2.3.6 Ecologische baten

Op basis van het gehalte in de bodem van de stof die de interventiewaarde het meest overschrijdt kan de 'PAF' berekend worden ; de 'potentieel aangetaste fractie' of het aandeel soorten dat negatief beïnvloed wordt. Dit is gebeurd voor de locaties die scoorden op PAK of zware metalen; 50% van het oppervlakte en 27% van het totale aantal locaties waarvoor stofinformatie beschikbaar is. De toxische druk is niet berekend voor locaties die scoorden op vluchtige organische verbindingen, PCB's en minerale olie.

Deze PAF is een maat voor ecologische effecten (zie tekstbox). Omdat vaak meerdere stoffen tegelijkertijd voorkomen, zal bodemverontreiniging in werkelijkheid een groter effect hebben, de PAF zoals berekend op basis van de informatie uit het landsdekkend beeld is daarmee een lage schatting van de ecologische effecten.

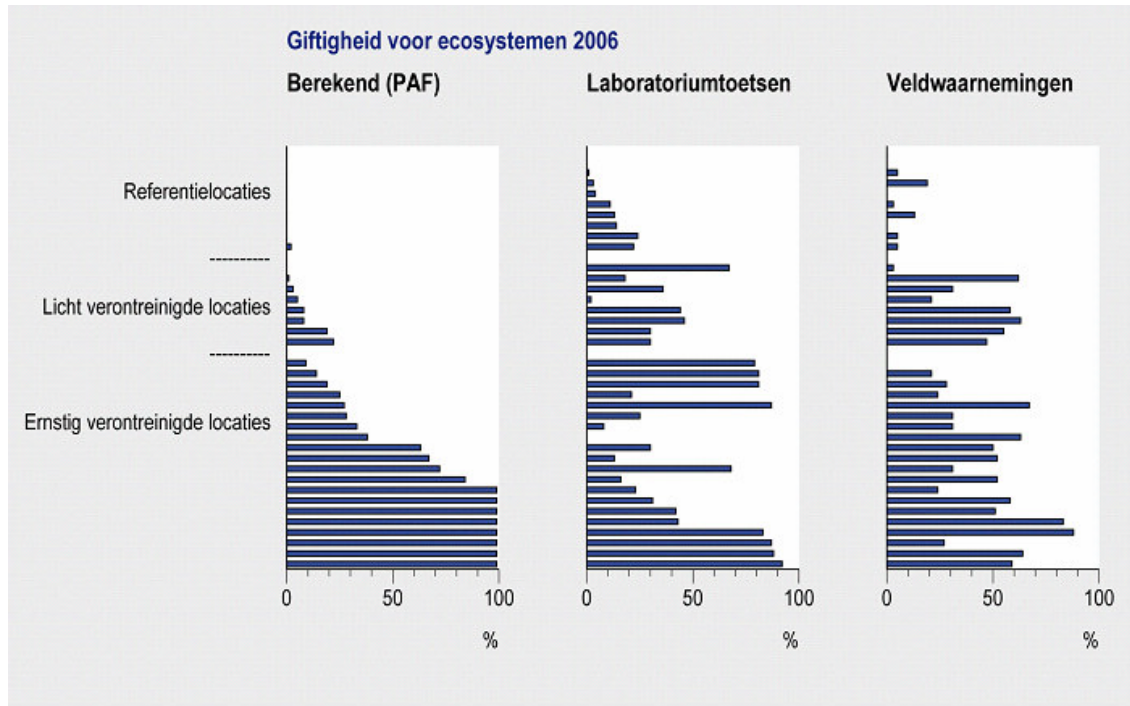
Voor 850 locaties verontreinigd met PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium, is de PAF berekend met de 'risicotoolbox' (Posthuma et al., 2006). De PAF is niet berekend voor PCB's en andere persistente organische verbindingen. Voor locaties waar de probleemstof mobiel of vluchtig is en voor minerale olie, bevindt de verontreiniging zich vaak niet in bovenste bodemlaag. Ook daarvoor is een PAF berekening minder relevant.

Daarnaast zijn de locaties waarvoor informatie over stoffen beschikbaar is, geëxtrapoleerd naar het totale landelijke beeld van de bodemsanering op een vergelijkbare wijze als dat voor gezondheidseffecten is gedaan. Daarbij is geen onderscheid gemaakt naar typen van bodemgebruik. Per stof en per categorie bodemverontreiniging is zo het oppervlakte van locaties waar ecologische effecten verwacht worden berekend.

Het bleek nog niet mogelijk om ecologische effecten van bodemverontreiniging te monetariseren, bijvoorbeeld via de aantasting van ecologische diensten van de bodem (Rutgers et al., 2006).

PAF bruikbaar als maat voor ecologisch effect

Dat de potentieel aangetaste fractie van soorten (PAF) een bruikbare maat is om ecologisch effect uit te drukken blijkt uit onderzoek op 38 verschillende locaties met bodemverontreiniging (Rutgers et al., 2001; Schouten et al. 2003ab). Ecologische effecten werden tegelijk beoordeeld via een PAF-berekening op basis van gehalten van verontreiniging in de bodem, via toxiciteitstesten met de verontreinigde bodem in het laboratorium en via veldinventarisaties. Bij ernstig verontreinigde locaties geven alle drie de methoden een effect aan (Figuur 2.1.). In mindere mate geven laboratoriumtoetsen of veldwaarnemingen ook effecten aan bij licht verontreinigde locaties. Dit bevestigt dat een PAF berekening een bruikbare, soms conservatieve maat is voor ecologische effecten van bodemverontreiniging (zie ook Faber et al., 2004).



Figuur 2.1. Overeenkomst ingeschatte ecologische schade op locaties met bodemverontreiniging, tussen onderzoek gebaseerd op chemie, bioassay en ecologie (Rutgers et al., 2006)

2.4 Alternatieven

Deze MKBA van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt als alternatieven;

Nulalternatief

In het nulalternatief stopt de Rijksbijdrage aan bodemsanering, maar omdat prikkels niet wijzigen gaan private partijen door met sanering in min of meer hetzelfde tempo als nu het geval is. Verondersteld is dat de private partijen in de periode tot 2030 op 10.000 locaties saneren, waarvan 1.000 spoedlocaties (zie tekstbox).

Spoedlocaties

Bij spoedlocaties geeft het huidige bodemgebruik risico's voor mens, ecosysteem of door verspreiding van verontreiniging (VROM, 2006d). Voor de mens kunnen, meteen of na langdurige blootstelling, negatieve gezondheidseffecten optreden. Ook als de bodemverontreiniging hinder geeft, zoals huidirritatie of stank, gaat het om een spoedlocatie. Voor het ecosysteem is op een spoedlocatie de biodiversiteit of kringloopfuncties aangetast, of kan stapeling van stoffen in de voedselketen plaatsvinden. Van belang hierbij is de ligging in een ecologisch waardevol gebied, zoals de EHS, landbouwgebied of openbaar groen van voldoende omvang.

Risico's van verspreiding van verontreiniging kunnen er zijn bij een drijfslag of een zaklaag in het grondwater die door activiteiten en processen in de bodem verplaatst. Verspreiding leidt tot grondwaterverontreiniging.

Naast het nulalternatief zijn er volgende beleidsalternatieven, waarbij is verondersteld dat de financiering van de bodemsanering vanuit het Rijk in 2030 stopt:

Alternatief 1: huidig beleid

Uiterlijk in 2015 zijn bij alle spoedlocaties (ernstige bodemverontreiniging met risico's voor huidig bodemgebruik) maatregelen genomen om risico's weg te nemen of te beheersen. Daarnaast faciliteert het Rijk tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op saneringslocaties (ernstige bodemverontreiniging met risico's voor huidig of toekomstig bodemgebruik), waar bodemverontreiniging tot stagnatie leidt.

- looptijd tot 2015/2030
- 11.000 spoedlocaties en 14.000 locaties om maatschappelijke redenen

Alternatief 2: spoedlocaties

Het bodemsaneringsbeleid beperkt zich tot het aanpakken van de spoedlocaties (zie tekstbox).

- looptijd tot 2015
- 11.000 spoedlocaties

Alternatief 3: alle saneringslocaties

Dit beleidsalternatief richt zich op alle saneringslocaties.

- looptijd tot 2030
- aantal saneringen circa 56.000

Voor de saneringen die worden uitgevoerd om maatschappelijke redenen - ruimtelijke en economische ontwikkelingen - is aangenomen dat het hier werkelijk gaat om een saneringslocatie, en niet om een locatie waar geen risico blijkt te zijn.

Tabel 2.4 Veronderstellingen voor het aantal saneringen tot 2030 bij de alternatieven

	Nulalternatief Geen beleid	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Spoed	1.000	11.000	11.000	11.000
Maatschappelijke redenen	9.000	14.000	-	14.000
Overige locaties met ernstig en urgente bodemverontreiniging	-	-	-	31.000

2.5 Verdeling van baten, discontering en tijd

De kosten van sanering zijn eenmalig. Gezondheidsbaten van sanering zijn jaarlijks terugkerende baten die tellen vanaf het moment van sanering. Deze vallen toe aan spoedlocaties waarbij sanering leidt tot het wegnemen van de gezondheidsrisico's die het huidig gebruik oplevert; sanering om maatschappelijke redenen waarbij geen sprake is van gezondheidsrisico's zal geen gezondheidsbaten opleveren.

De baten voor drinkwatervoorziening zijn eveneens jaarlijks terugkerende baten die tellen vanaf het moment van sanering. Er is tussen de alternatieven onderscheid gemaakt naar de kans dat de sanering leidt tot baten voor drinkwatervoorziening.

De vastgoedbaten zijn eenmalige baten. Deze vallen in gelijke mate toe aan sanering van spoedlocaties, saneringslocaties en overige locaties.

De kosten en baten zijn berekend vanaf sanering over een periode van 100 jaar (vanaf 2007 tot en met 2106). De kosten van bodemsanering zijn verondersteld éénmalig te zijn. De kosten van nazorg zijn meegenomen, voor zover deze in de kosten van de afgesloten saneringen zijn meegenomen.

Om het saldo van kosten en baten te kunnen bepalen is discontering nodig, waarbij de hoogte van de discontovoet invloed heeft op de uitkomst. Als bijvoorbeeld een discontovoet van 4% wordt toegepast, dan telt een effect één jaar later voor 96% mee. Nederlandse MKBA's gebruiken vaak een discontovoet van 4%, soms een risico-opslag van 3% wanneer de opbrengsten van een project onzeker zijn (V&W/EZ, 2000). In Engeland werden de baten van de gezondheidszorg tegen een lagere discontovoet verdisconteerd dan de kosten (kosten 6% en baten 1,5%). Dit is recent veranderd; voor zowel kosten en baten wordt een discontovoet van 3,5% gehanteerd. De WHO adviseert een discontovoet van 3% voor zowel kosten als baten, met een gevoeligheidsanalyse voor 0% en 6% (Tan-Torres Edejer et al., 2003).

In deze MKBA bodemsanering is, conform de OEI-richtlijn, uitgegaan van een discontovoet van 4% voor zowel kosten als baten. Daarnaast is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op de discontovoet (1, 2 en 3%). Een lagere discontovoet zou gemotiveerd kunnen worden vanuit ethische argumenten, om de mogelijkheden voor toekomstige generaties beschikbaar te houden (Davidson, 2006).

Wanneer gezondheidsbaten gemonetariseerd worden, geldt voor de gezondheidsbaten eenzelfde discontovoet als voor andere goederen die een prijs hebben. Wel is het mogelijk dat de prijsverhouding tussen gezondheid en materiële goederen in de tijd verandert. Als bijvoorbeeld de gezondheidsbaat veel langzamer toeneemt dan de consumptie van materiële goederen, zal het marginale nut van gezondheid minder snel afnemen dan dat van materiële consumptie. De relatieve waarde van gezondheid (relatief ten opzichte van de prijs van materiële goederen) neemt dan in de tijd toe. In sommige studies wordt geadviseerd om deze verandering (toename) in de relatieve waarde van gezondheid in de discontovoet te verwerken (Van Hout, 1998), maar het is theoretisch correcter om de relatieve waardeverandering van gezondheid als een aparte factor op te voeren. Wanneer gezondheidsbaten niet gemonetariseerd worden, kan het hanteren van verschillende discontovoeten tot inconsistentie leiden: een programma dat dit jaar wordt uitgevoerd en één extra gezond levensjaar oplevert, is hetzelfde als een programma dat over 40 jaar hetzelfde kost en ook één extra gezond levensjaar oplevert. Bij gebruik van verschillende discontovoeten worden deze twee programma's echter heel verschillend gewaardeerd (Weinstein en Staton, 1977).

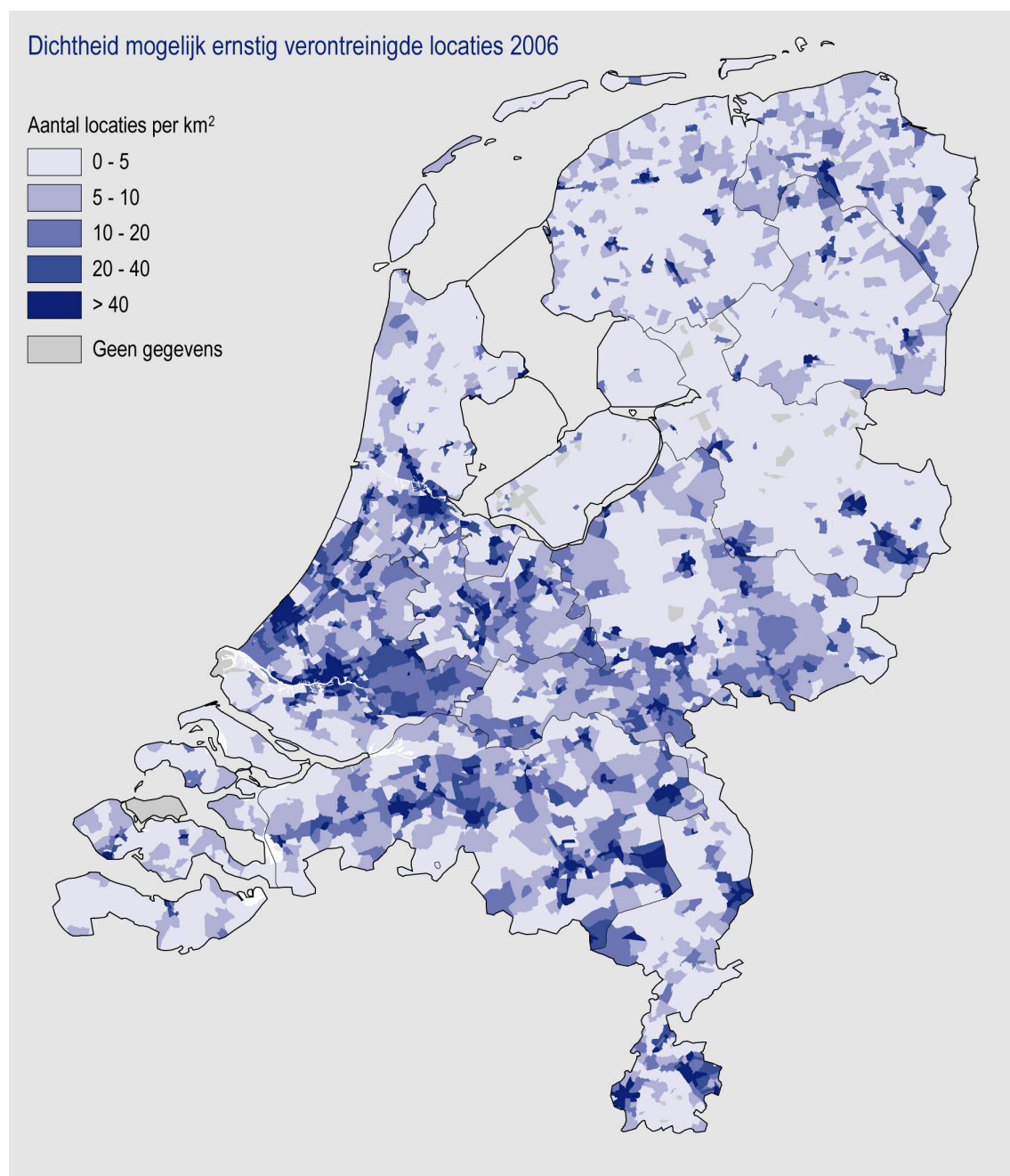
3 DE BODEMSANERINGSOPERATIE

3.1 Hoeveelheid (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties

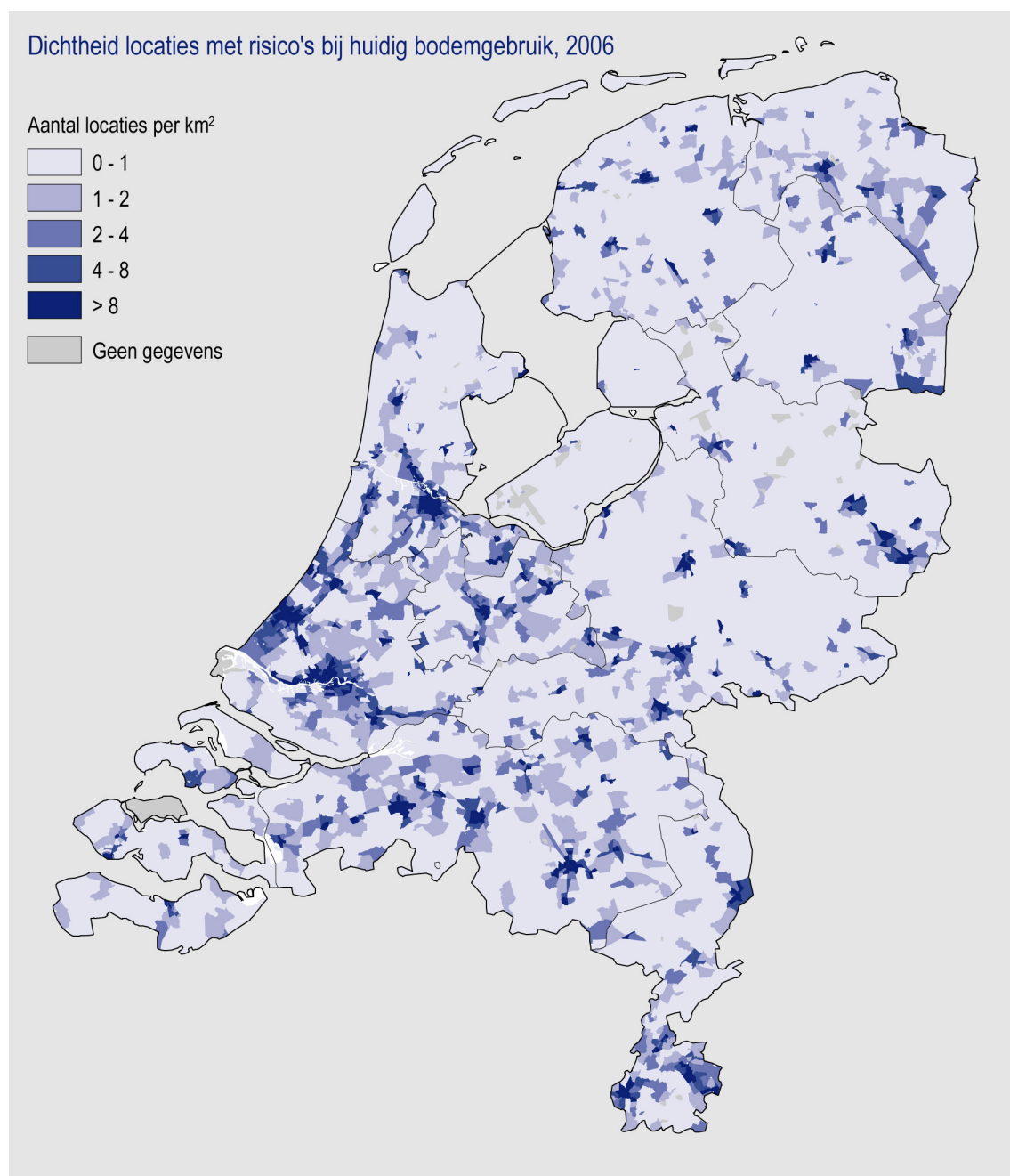
Op circa 400.000 locaties in Nederland is de bodem mogelijk ernstig verontreinigd. Dit blijkt uit historisch onderzoek naar mogelijk verontreinigende activiteiten via Hinderwetvergunningen en bestanden uit Kamers van Koophandel (Versluijs et al., 2006). De locaties liggen vooral in west- en Zuid-Nederland (Figuur 3.1.).

Circa 56.000 locaties brengen naar schatting risico's mee voor de mens, het ecosysteem of voor verspreiding naar het grondwater bij huidig of toekomstig bodemgebruik (Versluijs et al., 2006). Het beleidsdoel is deze locaties voor 2030 te saneren. Het Rijk betaalt op deze locaties mee aan sanering, om ruimtelijke en economische ontwikkeling te bevorderen. Saneren betekent niet altijd dat de bodem op de schop gaat; het kan ook gaan om het aanbrengen van een leeflaag of om het beheersen en monitoren van de verontreiniging.

Ongeveer 11.000 locaties leveren onverantwoorde risico's voor het huidig gebruik (Versluijs et al., 2006). Dit aantal is berekend op basis van cijfers van bevoegde gezagen over het aantal locaties binnen een categorie dat na verschillende onderzoeken uiteindelijk gesaneerd wordt. Deze locaties zijn vooral gesitueerd om en nabij de grote steden (Figuur 3.2.). Het beleidsdoel is om deze 'spoedlocaties' voor 2015 te saneren.



Figuur 3.1. Ligging 400.000 locaties met mogelijk ernstig verontreinigde bodems, de 'werkvoorraad'



Figuur 3.2. Ligging 11.000 speedlocaties met risico's voor huidig bodemgebruik

Normen in bodembeleid

Het bodemsaneringsbeleid is niet gekoppeld aan Europese regelgeving; Nederland heeft volledige beleidsvrijheid. Het beleid is wettelijk verankerd in de Wet Bodembescherming, Circulaires bij deze wet geven 'interventiewaarden' voor bodemsanering. De interventiewaarde is uitgedrukt als concentratie van een stof in de bodem en biedt bescherming bij alle vormen van bodemgebruik. Boven deze waarden gelden 'ernstige risico's' voor mens, ecosysteem of verspreiding naar het grondwater. De bodem of het grondwater is 'ernstig verontreinigd' wanneer concentraties van een of meer stoffen hoger zijn dan de interventiewaarde. De gebruikte terminologie in het beleid zoals 'ernstige verontreiniging' of 'interventie' dateren van het begin van de bodemsaneringsoperatie en reflecteren de grote zorgen die er toen waren.

Voor een reeks van stoffen zijn interventiewaarden afgeleid: 12 metalen, cyanide, 10 aromaten, PAK, 18 gechloreerde koolwaterstoffen en 20 bestrijdingsmiddelen. Verder zijn voor 27 stoffen indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging opgesteld (VROM, 2000). De basis voor interventiewaarden vormt wetenschappelijke kennis over de giftigheid van een stof voor mens en milieu en over blootstellingroutes (Lijzen et al. 2001, Figuur 3.4.).

- Het 'maximaal toelaatbaar risiconiveau' voor de mens (MTR_{humaan}) geeft de hoeveelheid van een stof waaraan een mens levenslang dagelijks kan worden blootgesteld, met een gezondheidsrisico van minder dan 1 op 1.000.000 mensen per jaar. Het MTR_{humaan} is uitgedrukt als dagelijkse blootstelling per kilo lichaamsgewicht of als concentratie in de lucht. De MTR_{humaan} wordt gebruikt in preventief beleid, zoals bij de toelating van chemicaliën, voedingsadditieven etcetera. De afleiding ervan gebeurt volgens internationaal overeengekomen procedures. In het bodemsaneringsbeleid - curatief van aard - zijn deze procedures overgenomen. Het MTR_{humaan} is doorgaans gebaseerd op dierstudies. Onzekerheidsfactoren zijn verdisconteerd, om variatie binnen en tussen soorten en tussen verschillende blootstellingroutes af te dekken. Deze onzekerheidsfactoren zijn in het algemeen hoog, vaak 100 of 1000 oplopend tot 5000 (zie Bijlage 1). Nieuwe toxiciteitsexperimenten kunnen leiden tot lagere veiligheidsfactoren en daarmee minder stringente normen. Gemiddelde concentraties in voedsel, lucht of water veroorzaken al deels een opvulling van het MTR_{humaan} (Baars et al., 2001). De interventiewaarde verdisconteert deze achtergrondblootstelling niet.

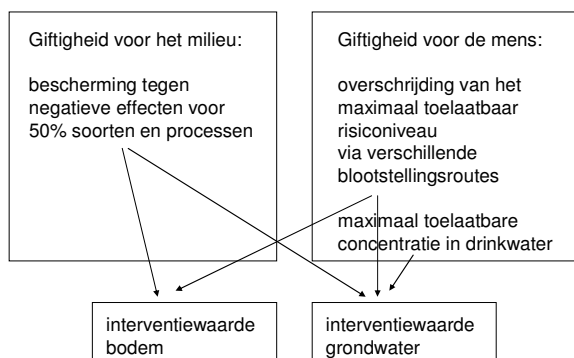
- Modellen voor blootstelling van mensen aan bodemverontreiniging via verschillende inname routes zijn gebruikt om het MTR_{humaan} om te rekenen naar de interventiewaarde. Belangrijke routes zijn het inademen van binnenlucht en drinken van water voor goed wateroplosbare en vluchtige stoffen, en het eten van -zelfgeteelde- gewassen en inname van grond voor immobiele en minder vluchtige stoffen (Van Wezel et al., 2002). Bij de modellen is kennis over de chemische eigenschappen van de verontreiniging (oplosbaarheid, dampdruk, lipofiliteit, dissociatieconstanten) belangrijk.

Normen in bodembeleid , vervolg

De giftigheid voor het milieu is gebaseerd op milieutoxicologische studies, vaak met waterorganismen en soms met organismen in bodem of sediment. Het beschermingsniveau ligt zó, dat de helft van de mogelijk aanwezige soorten in de bodem een negatief effect op groei, reproductie of sterfte kan ondervinden. De gemiddelde concentratie die in milieutoxicologische studies geen effecten oplevert, of een-tiende van de gemiddelde concentratie die tot sterfte leidt, is de basis voor de afleiding van de interventiewaarde. De interventiewaarde houdt geen rekening met risico's van doorvergiftiging in de voedselketen.

De strengste waarde bepaalt uiteindelijk de interventiewaarde. Interventiewaarden voor grondwater zijn doorgaans bepaald door de risico's voor de mens; voor bodem is de interventiewaarde juist meestal bepaald door risico's voor het milieu uitgezonderd de vluchtiger stoffen. Een overschrijding van de interventiewaarde van bodem betekent dus niet persé dat er risico's zijn voor de mens. In 2007 zullen de huidige interventiewaarden worden aangepast naar aanleiding van een wetenschappelijke evaluatie (Lijzen et al., 2001). Dit levert iets vaker strengere normen op dan ruimere normen. Voor sommige stoffen, zoals koper, zink en PAK, blijven de bestaande normen gelden (VROM 2006b).

In een internationaal overzicht van bodemnormen voor 8 stoffen (Provoost et al., 2006) blijken er grote verschillen tussen landen te bestaan (tot meer dan een factor 1000). Deels komt dat omdat de normen een andere beleidsmatige betekenis hebben; zo leidt overschrijding van normen in België, Nederland, Duitsland en Zweden tot het overwegen van sanering terwijl in Frankrijk, Noorwegen, het Verenigd Koninkrijk, Canada, Zwitserland en de Verenigde Staten de normen meer indicatief van aard zijn en verder onderzoek verplicht is. Daarnaast verschillen de beschermingscriteria; alle landen houden rekening met risico's voor de mens, maar niet altijd met risico's voor het ecosysteem of voor grond- en oppervlakte water. Tenslotte is er verschil in de gebruikte wetenschappelijke methoden. Nederlandse bodemnormen zijn soms hoger maar vaak iets strenger dan het gemiddelde over de landen, voor grondwater zijn de normen bijna altijd streng vergeleken met andere landen (Provoost et al., 2006).



Figuur 3.4 Ingrediënten voor de interventiewaarden (Lijzen et al., 2001)

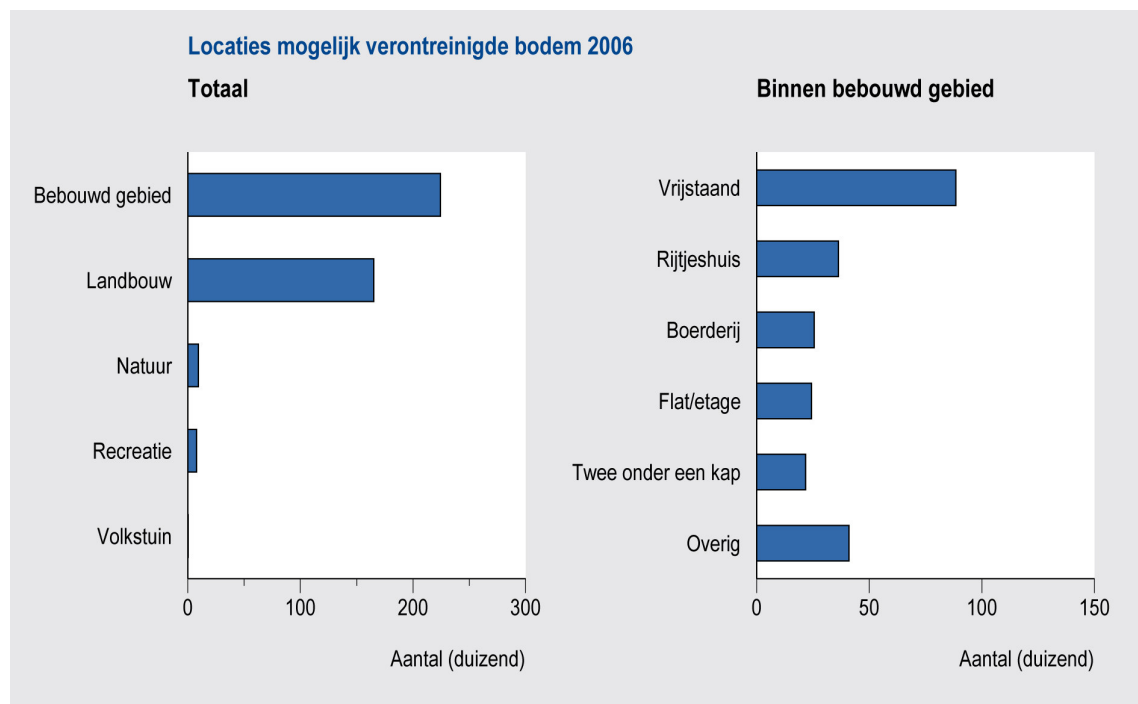
3.2 Ligging (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties

De meeste mogelijk ernstig verontreinigde locaties liggen binnen bebouwd gebied (55%), daarnaast liggen veel locaties in landbouwgebied (40%) (Figuur 3.5.). Binnen het bebouwd gebied bevindt het gros van de locaties zich bij woningen die dateren tussen 1900 en 1980; het gaat vooral om woningen met tuin. Relatief vaak betreft het locaties met luxere woningen (vrijstaand en twee-onder-een-kap).

Binnen een straal van 100 meter rond plaatsen met kinderen zoals kinderopvang en basis- en middelbaar onderwijs, is er meestal (75%) één mogelijk ernstig verontreinigde locatie, soms (18%) twee of meer. Speelterreinen zijn niet meegenomen in deze analyse.

In 146 van de 160 Nederlandse grondwaterbeschermingsgebieden bevinden zich één of meer mogelijk ernstig verontreinigde locaties. Het betreft in circa 30 grondwaterbeschermingsgebieden een of meer spoedlocaties. In 79 van de 194 waterwingebieden bevinden zich één of meer mogelijk ernstig verontreinigde locaties. Het betreft in circa twee waterwingebieden een spoedlocatie.

Slechts op een beperkt areaal, zo'n 4%, van de Ecologische Hoofdstructuur bevinden zich mogelijk ernstig verontreinigde locaties. Voor Vogel- en Habitatrichtlijn gebieden geldt dat minder dan 0,2% van het areaal mogelijk ernstig verontreinigd is.



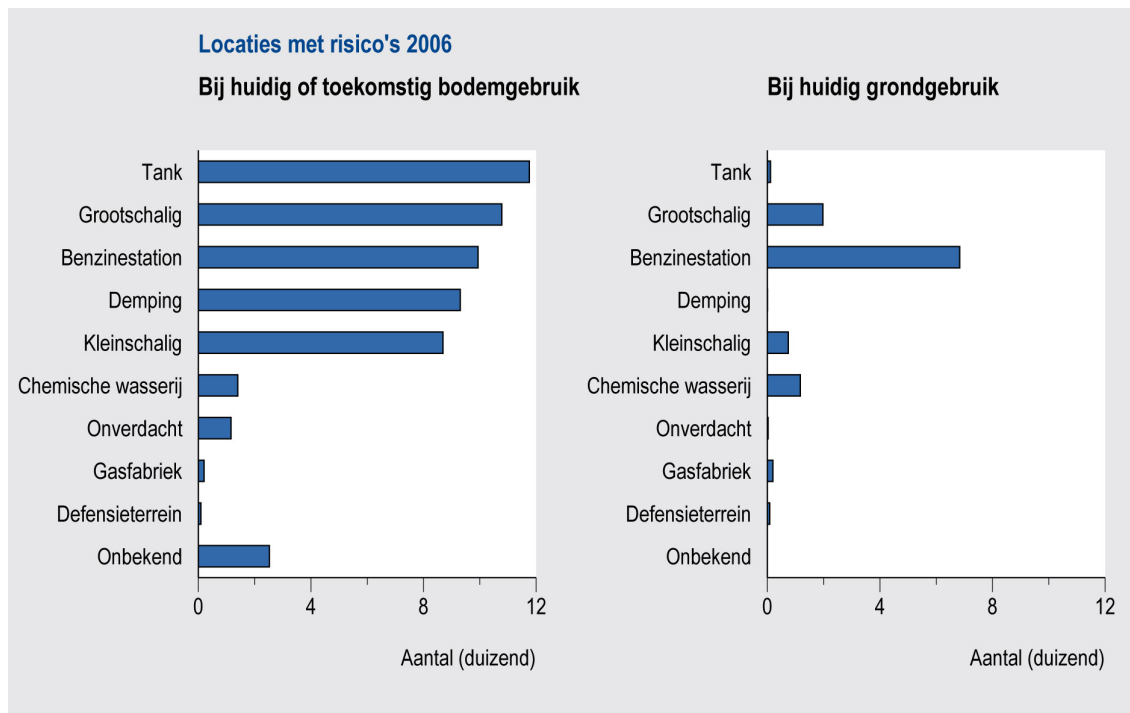
Figuur 3.5. Verdeling van mogelijk verontreinigde locaties over verschillende vormen van bodemgebruik en huizentypen

3.3 Aard locaties en type verontreiniging

De circa 56.000 saneringslocaties zijn vooral benzinestations, dempingen, tanks, en diverse kleinschalige (bv. metaalmeubelfabriek, handelsdrukkerij, transportbedrijf, spoorwegemplacement) en grootschalige (bv. stortplaats puin- en bouwafval, fabrieken) verontreinigingen. Bij de met spoed te saneren locaties domineren benzinestations, verder zijn chemische wasserijen en diverse grootschalige verontreinigingen belangrijk (Figuur 3.6.). De verschillende locaties variëren in omvang; gasfabrieken en defensieterreinen zijn vaak grote locaties van meer dan 5000 m², terwijl chemische wasserijen of tanks vaak kleine locaties zijn.

Benzeen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), asbest, cyaniden, minerale olie, zware metalen, tri- en tetrachlooretheen, trans-1,2-dichlooretheen, xylenen en aromatische oplosmiddelen vormen vaak de probleemstof voor bodem. Voor deze stoffen worden relatief frequent forse overschrijdingen van de interventiewaarden gemeten. Voor grondwater zijn benzeen, minerale olie, aromatische oplosmiddelen, trans-1,2-dichlooretheen, tri- en tetrachlooretheen, vinylchloride, xylenen, cyaniden en arseen veel voorkomende probleemstoffen.

Per categorie van de bodemsaneringsoperatie zijn andere stoffen dominant (Versluijs et al., 2006).



Figuur 3.6. Verdeling saneringslocaties en spoedlocaties over categorieën

3.4 Uitgaven

De uitgaven voor bodemsanering door overheid en private partijen bedroegen in 2005 399 miljoen euro, in de jaren 2002-2004 ging het jaarlijks om circa 250 miljoen euro (IPO et al., 2006). In 2000-2005 zijn ongeveer 1000 locaties per jaar gesaneerd. De gemaakte saneringskosten zijn vooral besteed aan benzinestations, gasfabrieken en grootschalige verontreiniging. Vaak gaan saneringen samen met ruimtelijke ontwikkelingen; in 2005 gold dit voor 86% van de saneringen.

De overheid draagt ongeveer de helft van de kosten. Het Rijk verdeelt zijn middelen voor bodemsanering over de Wet Bodembescherming (Wbb), het Investeringsbudget Stedelijke vernieuwing (ISV) en de bedrijvenregeling voor bedrijventerreinen en branches. Vanaf 2010 komt daar het investeringsbudget landelijk gebied (ILG) bij. Daarnaast financiert het Rijk bodemsanering van Staatseigendommen zoals defensie terreinen.

De voorziene overheidsuitgaven van 2006 tot 2011 (VROM, 2006; V&W, 2006) voor sanering van landbodems bedragen jaarlijks circa 165 miljoen euro.

Het verminderen van de overheidsbijdrage is een beleidsdoel van het Ministerie van VROM. Dit rapport beschouwt de totale investeringen; de bijdrage aan de welvaart als gevolg van uitgaven aan saneringen zijn niet afhankelijk van de verdeling van deze uitgaven tussen betrokkenen. Wel geeft de studie waar mogelijk aan hoe zowel kosten als baten verdeeld zijn over betrokkenen.

Financiële verplichtingen voor nazorg lopen op

‘Functiegericht saneren’ is al enige jaren mogelijk; de bodem is na sanering geschikt voor het actueel bodemgebruik en niet voor alle mogelijke vormen van bodemgebruik. Er blijft daarom een kadastrale aantekening aan het perceel verbonden met gebruiksbeperkingen of nazorgverplichtingen. Het kan bijvoorbeeld gaan om een verbod op veedrenkputten, op betreding, op bouwen of graven, op gewasteelt of begrazing of op onttrekking van grondwater, of blijvende zorg voor drinkwaterleiding, de verharding of leeflaag, monitoring van grondwater of lucht.

De nazorgopgave groeit en gaat gepaard met een groeiende en substantiële financiële verplichtingen (SKB, 2005). In deze MKBA bodemsanering zijn de kosten van nazorg verrekend, voor zover ze opgenomen zijn in de kosten van afgesloten saneringen. Specificaties van de kosten van nazorg in het landsdekkend beeld bodemverontreiniging ontbreken.

4 RESULTATEN

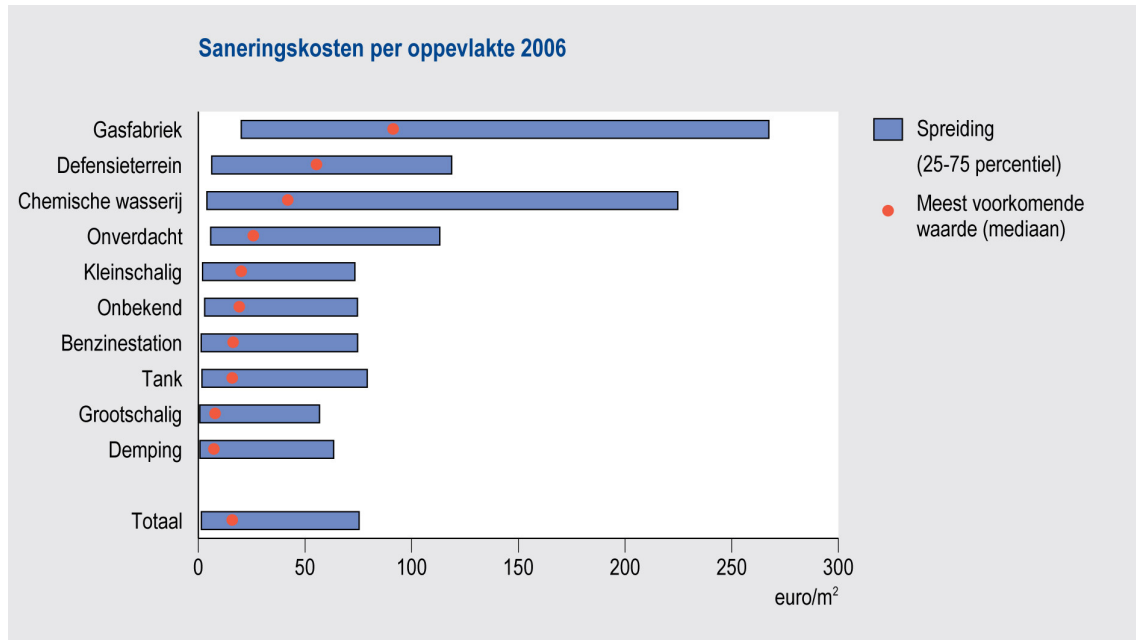
4.1 Saneringskosten

Voor circa 4.000 locaties die reeds gesaneerd zijn is informatie beschikbaar over de saneringskosten. De mediane saneringskosten bedragen 16 euro per m², gemiddelde kosten liggen hoger met 145 euro per m² vanwege een scheve verdeling van saneringskosten. De grote spreiding in saneringskosten binnen categorieën kan verband houden met de verschillende saneringsmethoden, er is echter onvoldoende informatie om hier statistisch zinvolle uitspraken over te doen. Gasfabrieken, defensie terreinen en chemische wasserijen zijn relatief duur om te saneren (Figuur 4.1.).

De geschatte kosten voor de circa 56.000 te saneren locaties bedragen een kleine 12 miljard euro tot 2030, gemiddeld 0,26 miljoen euro per locatie (Versluijs et al., 2006). Tot 2030 zal het Rijk meebetalen aan bodemsanering, daarna komen de kosten voor grondeigenaar of ontwikkelaar. De geschatte kosten voor de sanering van de 11.000 spoedlocaties voor 2015 zijn circa 3 miljard euro, dus gemiddeld 0,28 miljoen euro per locatie. De verschillen in gemiddelde saneringskosten tussen spoedlocaties en alle locaties is te verklaren uit verschil in samenstelling over de categorieën (zie hoofdstuk 3). De schatting van kosten is inclusief de kosten van nazorg voor zover ze opgenomen zijn in de kosten van afgesloten saneringen. Specificaties van de kosten van nazorg ontbreken.

De jaarlijkse apparaatskosten worden geschat op 17 miljoen euro, niet verwaarloosbaar, maar een beperkt deel van de totale kosten.

De invoer per jaar voor de bepaling van kosten in de verschillende alternatieven is gegeven in Bijlage 2.



Figuur 4.1. Saneringskosten per vierkante meter voor verschillende bodemsaneringlocaties

4.2 Baten voor humane gezondheid

Van de 16,3 miljoen Nederlanders woont of werkt 30 à 40% binnen 100 meter van een locatie met mogelijk ernstige bodemverontreiniging van de werkvoorraad. Zo'n 6,5 miljoen mensen wonen bij een locatie uit de werkvoorraad, voor werken geldt dat voor zo'n 5 miljoen mensen (Versluijs et al., 2006). Flatgebouwen, etagewoningen, studentenwoningen en woonboten zijn niet meegenomen in deze analyse, omdat daar niet of nauwelijks blootstelling aan bodemverontreiniging zal zijn. Het aantal mensen dat jaarlijks wordt blootgesteld per locatie varieert afhankelijk van de ligging van de locaties, maar is hoog bij de categorie van (voormalige) locaties van chemische wasserijen (108) en benzine stations (82).

Voor verontreinigde bodems is een beperkt aantal epidemiologische studies uitgevoerd, geen daarvan in Nederland.

In tien Belgische regio's, onder andere in de Belgische Kempen, zijn een kleine duizend mensen lang gevolgd die in meer of mindere mate aan bodemverontreiniging met cadmium zijn blootgesteld (zie ook *hoofdstuk 2*). Concentraties in de bodem varieerden van 0,8 tot 17,0 mg/kg. Een verhoogde uitstoot van cadmium in urine bleek geassocieerd met een verhoogd longkankerrisico. Deze uitstoot van cadmium in urine was hoger in gebieden met verhoogde cadmiumconcentraties in bodem.

Als deze studie vertaald wordt naar de Nederlandse situatie (Tabel 4.1.) onder veronderstelling dat de relatie is tussen cadmiumblootstelling en longkanker causaal is, dan zou dit jaarlijks leiden tot mogelijk enkele honderden (390 tot 520) extra gevallen van

longkanker, of drie- tot vierduizend DALY's, gemonetariseerd tot 220-300 miljoen euro. Dit zijn extra gevallen die mogelijk zouden ontstaan op Nederlandse bodemsaneringslocaties waar cadmium een rol speelt; slechts een klein gedeelte hiervan ontstaat op locaties in de Nederlandse Kempen. Op basis van recente metingen in de Nederlandse Kempen van cadmiumblootstelling via verschillende blootstellingroutes (binnenlucht, bodemingestie en voeding), is een blootstelling berekend die normaliter niet zal leiden tot een gezondheidsrisico (nierschade) maar bij een deel van de populatie tijdens de kinderjaren wel boven de toxicologische grenswaarde ligt (Oomen et al., in prep). In de ziekteregeisters in zuidoost Brabant zijn geen aanwijzingen gevonden voor een verhoogde incidentie van longkanker in de Nederlandse Kempen (Integraal Kankercentrum Zuid, ongepubliceerde data). In 80% van de Nederlandse bodemsaneringslocaties waar cadmium een rol speelt, waar extra gevallen van longkanker zouden ontstaan, houden de locaties verband met een voormalige bedrijfsmatige activiteit met cadmium uitstoot via de lucht net zoals dat het geval was in de epidemiologische studie. Het aantal mogelijke extra gevallen van longkanker is een beperkt percentage van het totale aantal longkankergevallen -8800- dat jaarlijks voorkomt in Nederland. Dit verklaart mogelijk waarom gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging niet opvallen in ziekteregeistraties.

Blootstelling aan arseen, wat eveneens bij zinksmelten vrijkwam is geen waarschijnlijke verklaring voor de verhoogde incidentie aldus Nawrot et al., 2006. Nordberg (2006) geeft aan dat een mogelijke interactie tussen cadmium en arseen blootstelling en longkanker nader onderzoek verdient. Tot in de vroege jaren zeventig werkten zinksmelterijen via een proces dat tot de uitstoot van veel cadmiumhoudend stof leidde, na deze tijd daalden deze emissies sterk. Omdat longkanker zich ontwikkelt in enkele decennia (20 tot 30 jaar), kunnen de waargenomen gevallen van longkanker gerelateerd zijn aan deze vroegere blootstelling via uitgestoten stof in het verleden. Vanwege de grote onzekerheden rond de mogelijke extra gevallen voor longkanker is de aanbeveling om aanvullend (epidemiologisch) onderzoek te doen.

De jaarlijkse baten in de verschillende alternatieven zijn gegeven in Bijlage 2.

Tabel 4.1. Verhoogde incidentie van longkanker afhankelijk van concentratie cadmium in de bodem

	Gehalte cadmium in de bodem (mg/kg)				Totaal
	10,0 - 10,6	5,0 - 10,0	1,5 - 5,0	0,9 - 1,5	
Longkanker risico (incidentie per 100 over 17,2 jaar)	6,0 - 7,3	4,0 - 6,0	1,6 - 4,0	0,0 - 1,6	
Gemiddeld aantal verwachte gevallen van longkanker in Nederland (totaal)	0-19	15-37	30-45	348-423	393-524
Aantal DALY's	0-152	121-301	248-372	2854-3473	3223-4298
Gezondheidsbaten in euro	0-11	8-21	17-26	200-243	226-301
Gemiddeld aantal verwachte gevallen van longkanker in Nederland (11.000 spoedlocaties)	41-50	8-12	2-5	0-3	51-70
Aantal DALY's	335-408	65-97	17-42	0-25	417-572
Gezondheidsbaten in euro	23-29	5-7	1-3	0-2	29-40

Voor andere stoffen ontbreken dergelijke epidemiologische studies. De gezondheidsbaten van sanering zijn voor een aantal kankerverwekkende stoffen (arseen, chroom, benzeen, vinylchloride, dichloormethaan en HCH (Baars et al., 2001; Crettaz et al., 2002; Spadaro en Rabl, 2004)) ingeschat op basis van overschrijding van het MTR_{humanaan} (zie hoofdstuk 2). Dit levert ruim 80 kankergevallen per jaar op, ruim 500 DALY's of jaarlijks ongeveer 40 miljoen euro. Vrijwel alle kankergevallen zijn toe te schrijven aan benzeen bij locaties met benzinestations en overige brandstoffen. De jaarlijkse baten in de verschillende alternatieven zijn gegeven in Bijlage 2.

De gezondheidsbaten voor IQ-verlies vanwege blootstelling van kinderen in de leeftijd van nul tot vier jaar aan lood zijn aanzienlijk (Tabel 4.2.). In totaal betreft het jaarlijks tot 90 miljoen euro. De belangrijkste verliezen treden op bij locaties met tanks en grootschalige of kleinschalige verontreinigde locaties.

Tabel 4.2. IQ-verlies per categorie bodemsaneringslocatie door blootstelling van kinderen aan lood

Categorie bodemsaneringslocatie		Lood					
		Aantal blootgesteld kinderen	Mate overschrijding MTR	Loodgehalte in bloed in µg/l	Verlies IQ-punt	Verlies in mln euro's (totaal)	Verlies in mln euro's (11.000 spediegevallen)
0b	geen verwachting voor ernstige bodemv	1094	2,38	86	2,85	6,24	0,20
01	gasfabrieken	6	2,65	95	3,18	0,04	0,07
03a	benzineservice station	163	3,63	131	4,36	1,42	1,34
03b	overige brandstoffen en benzine	16	3,32	120	3,98	0,13	0,07
04a	chemische wasserij/stomerij						0,00
04b	overige chemische wasserijen						0,00
05a	HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	1172	1,93	69	2,31	5,42	0,08
05b	Overige tanks	2624	1,80	65	2,15	11,31	0,26
06	stedelijke ophooglaag (UBI=999999)	107	4,58	165	5,50	1,18	0,00
08a	dempingen	50	1,16	42	1,39	0,14	0,00
08b	demping niet nader gespecificeerd	1074	1,83	66	2,20	4,73	0,00
11	defensie terreinen	182	4,50	162	5,40	1,97	2,53
13	grootschalig (omvangrijke locaties/clust	3454	2,85	103	3,42	23,65	4,73
14a	kleinschalig duur	1663	7,91	285	9,49	31,56	3,15
14b	kleinschalig goedkoop	43	4,43	159	5,32	0,46	0,07
Totaal						88,25	12,51

In een recente studie in Rotterdam (Peeters, 2006) wordt een lagere blootstelling gevonden dan in deze MKBA is gemodelleerd. Mogelijke verklaringen zijn een beperkte biobeschikbaarheid, al dan niet in samenhang met het feit dat in Rotterdam de diffuse verontreiniging is onderzocht.

De geschatte gezondheidsbaten van sanering geven niet de totale gezondheidsbaten weer. Voor een aantal stoffen waarvan bekend is dat ze gezondheidsschade kunnen veroorzaken, zoals asbest, is de informatie op dit moment niet toereikend om de gezondheidsschade in te schatten. Daarnaast is voor niet kankerverwekkende stoffen wel het aantal blootgestelde mensen boven de MTR bekend en de mate van overschrijding, maar de methoden om dit risico ook te waarderen in mate van gezondheidsschade zijn nog niet toereikend.

Categorieën waar de grootste gezondheidseffecten verwacht worden zijn voormalige benzineservice stations en andere brandstof- en benzinelocaties en voormalige chemische wasserijen.

Het aantal locaties waarop in deze MKBA gezondheidsbaten ontstaan, vanwege blootstelling boven MTR_{humaan} , rekening houdend met het actuele bodemgebruik, blijkt met 40.000 groter te zijn dan het aantal op basis van de analyse van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging ingeschatte spoedlocaties van 11.000 (zie paragraaf 4.1.). Dit leidt ertoe dat ook buiten de spoedlocaties, op de saneringslocaties, gezondheidsbaten van sanering ontstaan.

In tabel 4.3 zijn de gezondheidseffecten voor de onderscheiden alternatieven uitgedrukt in vermeden DALY-verlies door bodemsanering.

Tabel 4.3. Gezondheidseffecten, vermeden DALY-verlies door sanering

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Cadmium ¹	700	1.500	500	3.800
Carcinogenen ²	80	400	300	600

¹Verhoogde longkankerincidentie, DALY's

²Verhoogde kankerincidentie, DALY's

4.3 Baten voor drinkwatervoorziening

Er zijn 194 Nederlandse waterwingebieden, in 79 daarvan bevinden zich een of meer mogelijk ernstig verontreinigde locaties. In twee waterwingebieden gaat het om spoedlocaties, in circa 11 (9-17) waterwingebieden gaat het om overige saneringslocaties (Versluijs et al., 2006).

Uitgaande van tweederde nieuwe grondwaterwinning en eenderde oppervlaktewaterwinning - de bestaande verhouding in Nederland- en een gemiddelde van 2,5 miljoen m³ per wingebied bedragen de baten jaarlijks bijna 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied (zie Bijlage 2).

De baten van het tegengaan van verspreiding zijn niet gemonetariseerd, als er niet tegelijk sprake is van humane risico's of waterwinning. Verspreiding kan de kwaliteit van het grondwater aantasten, maar ook effect hebben op oppervlaktewater en sediment.

4.4 Vastgoedbaten

De vastgoedbaat van bodemsanering bestaat uit een aantal componenten: invloed van een bodemsaneringslocatie op de woningprijs, het uitstralingseffect op omliggende woningen en invloed op de grondprijs. De baten zijn berekend voor vastgoed in nieuw te bebouwen binnenstedelijk gebied op spoed- en saneringslocaties.

In binnenstedelijk gebied ligt in totaal circa 2.000 hectare nieuw te bebouwen gebied aan spoedlocaties, en 13.000 hectare nieuw te bebouwen gebied aan saneringslocaties (Tabel 4.4.). De totale oppervlakte van de saneringslocaties bedraagt 18.700 hectare nieuw te bebouwen gebied (Versluijs et al., 2006). Gezamenlijk gaat het daarmee om circa 525.000 nieuw te bouwen woningen tot 2040, zo'n 12% van de totaal te bouwen woningen in deze periode bij een hoog economisch groei scenario (CPB/MNP/RPB, 2006).

De jaarlijkse eenmalige baten in de verschillende alternatieven zijn gegeven in Bijlage 2. De baten voor woningprijs en uitstralingseffect zijn aanzienlijk. Deze baten worden grotendeels teniet gedaan door de negatieve baat op de grondprijs –additioneel aan de saneringskosten– vanwege de hoge kosten van het bouwrijp maken van grond.

In stedelijk milieu zal sanering van grondwater waarschijnlijk niet leiden tot hogere prijzen van woningen of grond. Het voorkómen van verdere verspreiding zou wel als baat (vermeden saneringskosten) gezien kunnen worden; deze is niet in beschouwing genomen omdat dit een om een kosteneffectiviteitsstudie vraagt.

Tabel 4.4. Aantal hectare spoed- en saneringslocaties in verschillende woongebieden

	Wonen 2000	Wonen 2040¹⁾	Nieuw stedelijk
Spoedlocaties	3853	6085	2544
Spoedlocaties binnenstedelijk		5671	1995
Saneringslocaties	34012	48036	16190
Saneringslocaties binnenstedelijk		44892	12985

1) Hiervoor is de woningbehoefte gebruikt zoals geschat in een hoogeconomisch groei scenario (MNP, 2006c)

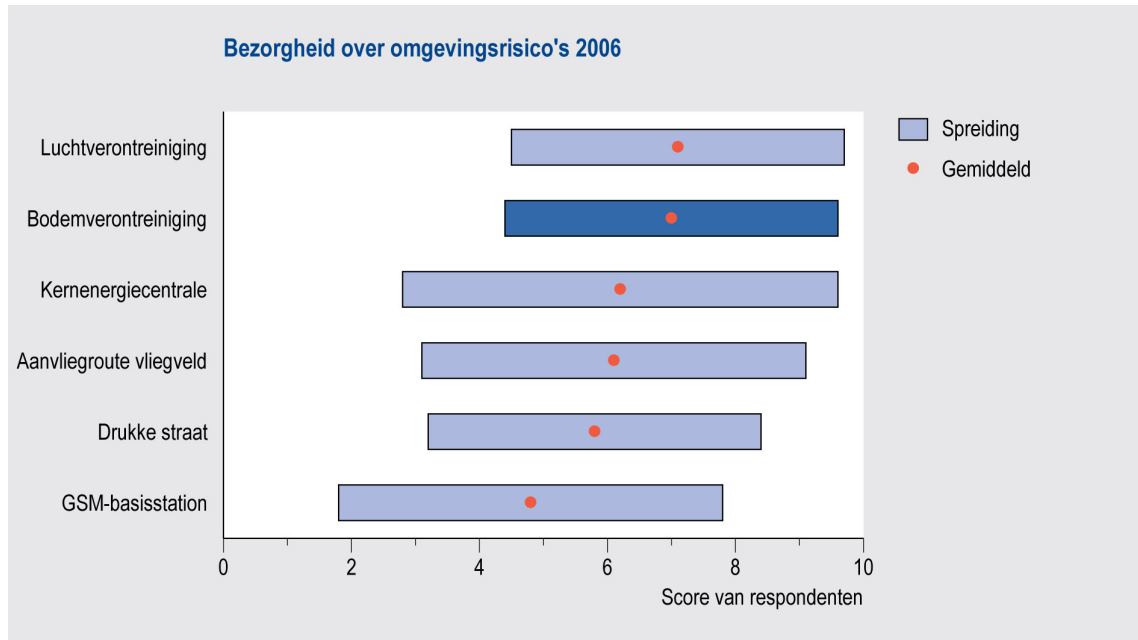
Woningen met bodemverontreiniging; niet langer te koop wel lager geprijsd

Onderzoek naar de invloed van de kadastrale registratie van bodemverontreiniging op verkoop van woningen laat zien dat deze woningen niet langer te koop staan, maar wel de prijs drukt. Bodemverontreiniging is voor makelaars aanleiding om een lagere vraag- of biedingsprijs te adviseren (Van de Griendt en Spit, 2005). Makelaars geven aan dat verontreinigde bodem meer invloed op de waarde heeft en tot meer bezorgdheid bij woningkopers leidt dan andere risicofactoren als de nabijheid van een vuurwerkfabriek of (petro)chemische industrie, een snelweg of aanvliegroutes van een vliegveld (Van de Griendt, 2004; Van de Griendt et al., 2005). Een verklaring is dat de huiseigenaar ook eigenaar is van bodemverontreiniging -de wet Bodembescherming kent de term 'schuldige eigenaar'-, waar dat voor andere milieufactoren niet het geval is. De invloed op de verkoopprijs varieert afhankelijk van het landsdeel, maar bedroeg in de periode 2000 tot 2005 5-10% tot maximaal 20% (Van de Griendt en Keijzer, 2006). In Zuid-Holland is geen sprake van een negatief effect op de prijs. Ruim 250.000 vastgoedobjecten (zo'n 3,5% van het onroerend goed in Nederland) heeft een kadastrale aantekening (pers. comm Van de Griendt).

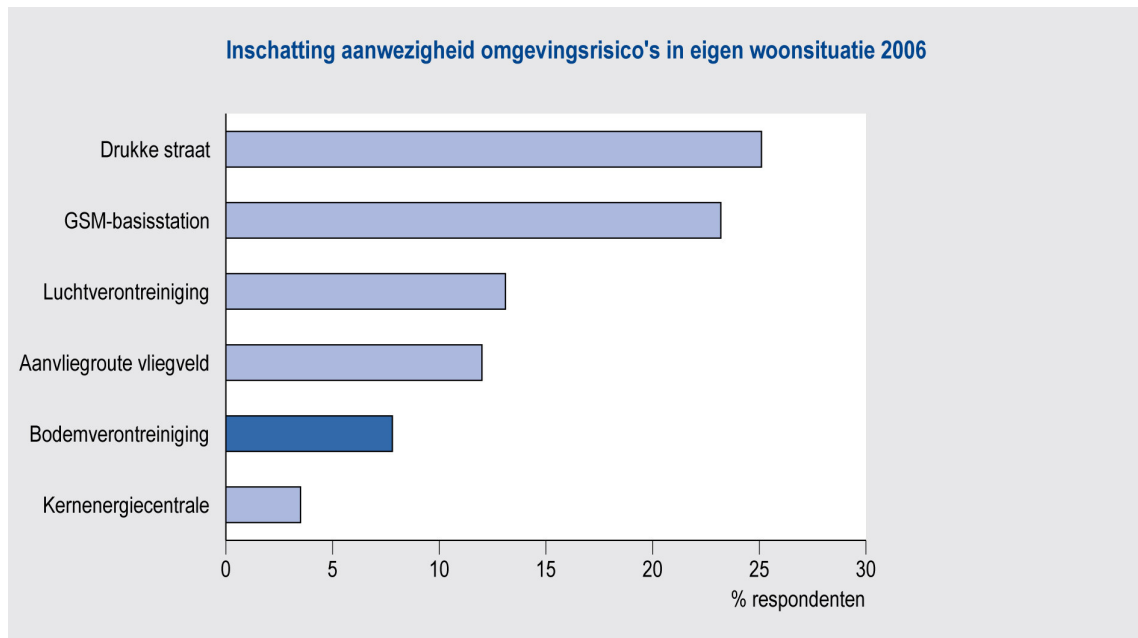
4.5 Beleving

Ruim 1200 Nederlanders gaven in het kader van deze studie in de nazomer van 2006 een oordeel over bodemverontreiniging. Relatief veel Nederlanders maken zich zorgen over bodemverontreiniging, vergelijkbaar met luchtverontreiniging en meer dan over andere omgevingsrisico's (Figuur 4.2.). Ruim 50% van de ondervraagden toont zich zeer bezorgd, een kleine 40% toont zich enigszins bezorgd en ruim 10% van de ondervraagden zegt niet bezorgd te zijn over bodemverontreiniging. Deze resultaten bleken goed reproduceerbaar in een andere, vrijwel gelijktijdig gehouden enquête (Van Poll et al., in prep b).

Zo'n 8% van de Nederlanders geeft in deze enquête aan dat bodemverontreiniging van toepassing is op de eigen woonsituatie (Figuur 4.3.), deze percentages liggen hoger voor andere risico's zoals een GSM-basisstation of een drukke straat. De gevonden percentages liggen hoger dan in eerdere onderzoeken naar hinderbeleving in 2003 en 1998, waar slechts respectievelijk 1% en 0,6% van de bevroagden aangaf dat bodemverontreiniging van toepassing is op de eigen woonsituatie (Franssen et al., 2004; de Jong et al., 2000). Een dergelijke verhoging van de inschatting dat een milieurisico van toepassing is op de eigen woonsituatie is er ook voor GSM-basisstations en kernenergiecentrales. Respondenten die wel of niet bodemverontreiniging van toepassing vonden op de eigen woonsituatie toonden een gelijke mate van bezorgdheid (van Poll, in prep a). Een GIS analyse leert dat van de in 2006 bevroagde Nederlanders in werkelijkheid 45% nabij één of meerdere bodemsaneringlocaties uit de werkvoorraad woont.



Figuur 4.2. Bezorgheid van Nederlanders over verschillende omgevingsrisico's

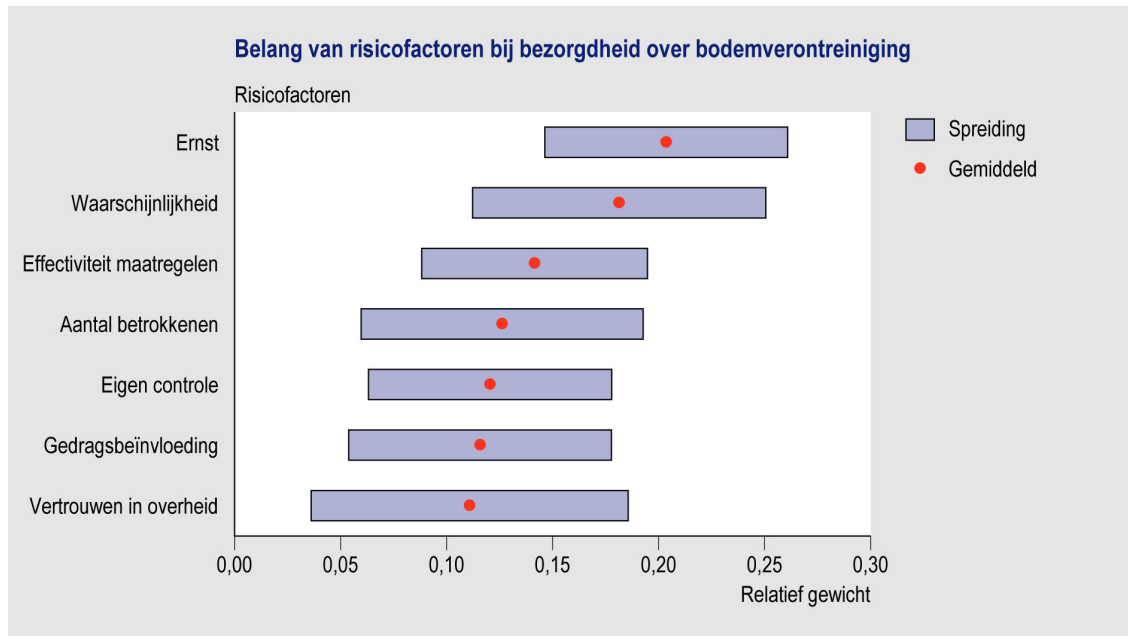


Figuur 4.3. Percentage Nederlanders dat het omgevingsrisico van toepassing vindt op de eigen woonsituatie

Deze belevingseffecten zijn niet gemonetariseerd in deze MKBA maar beïnvloeden welvaart wel. Een deel van de belevingseffecten komt tot uiting via vastgoedtransacties, een ander deel van de belevingseffecten zal niet op de markt tot uiting kunnen komen.

Daarnaast vroeg het onderzoek aan Nederlanders vier verschillende typen bodemverontreiniginglocaties te ordenen op prioriteit van aanpak. De aanpak van bodemverontreiniging in stedelijk gebied vonden Nederlanders het meest urgent, gevolgd door grondwaterverontreiniging. Het minst urgent vond men de aanpak van bodemverontreiniging op bedrijventerreinen (Van Poll et al., in prep a).

Factoren zoals de vrijwilligheid van blootstelling, verdeling van lusten en lasten, kennis over een risico, aantal getroffen en etcetera beïnvloeden de beleving van (milieu)risico's (Slovic, 1987). Van de bevraagde risicofactoren vinden respondenten vooral de waarschijnlijkheid, en de ernst van belang (Figuur 4.4., zie ook Van Poll et al., in prep a). Aan de overige factoren (eigen controle, vertrouwen in overheid, aantal getroffen, effectiviteit maatregelen) wordt een lager en onderling vergelijkbaar gewicht toegekend. De als meest belangrijk geachte factoren ernst en waarschijnlijkheid zijn dezelfde factoren die een rol spelen bij de klassieke risicobeoordeling. Naast deze objectieve technisch-wetenschappelijke aspecten van risico's beïnvloeden ook subjectieve belevingsaspecten de maatschappelijke perceptie.



Figuur 4.4 Weging van risicofactoren bij bezorgdheid over bodemverontreiniging

4.6 Ecologische effecten

Ecologische effecten zijn aannemelijk bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging (Rutgers et al., 2006). Een omvangrijk onderzoeksprogramma liet ecologische effecten van bodemverontreiniging zien in uiterwaarden, de Biesbosch en een veenweidegebied (Rutgers et al. 2006 voor een overzicht). Bodemverontreiniging beïnvloedde planten, dieren en micro-organismen maar zeker niet alle soorten. In relatief weinig dynamische (terrestrische) systemen zijn de effecten beter waarneembaar dan op locaties met veel natuurlijke dynamiek zoals uiterwaarden en Biesbosch.

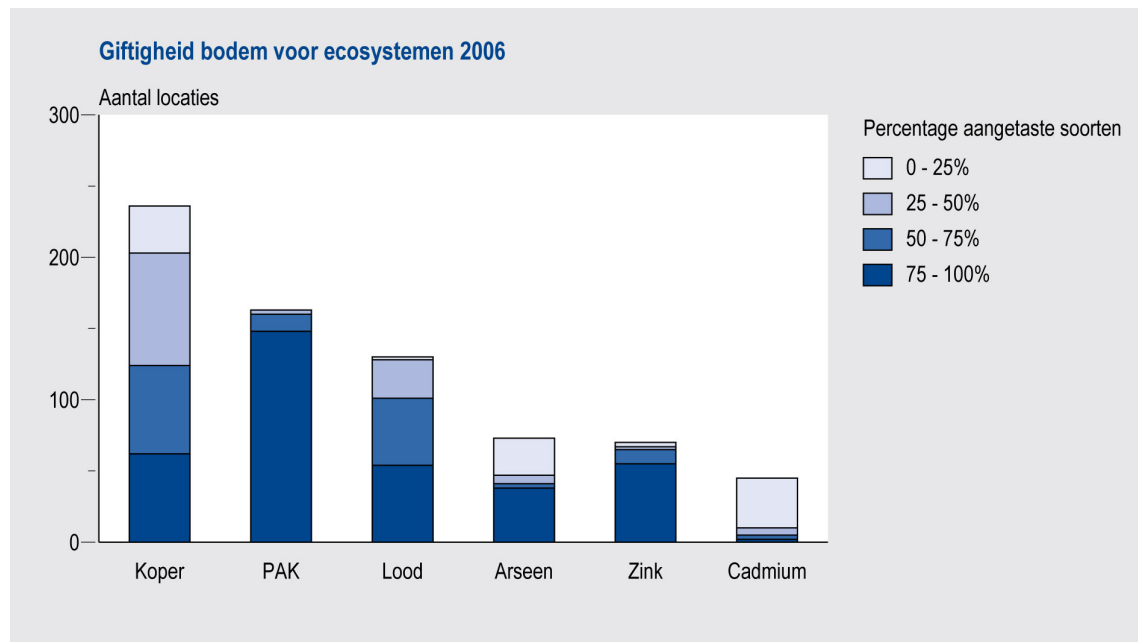
Als ecologische effecten optreden, zullen vaak tolerantere soorten de opengevallen niches bezetten. Een dergelijk systeem zal kwetsbaarder zijn voor een volgende stressfactor (Grime, 1997; Van der Wurff et al., 2006). De natuur op dergelijke verontreinigde bodems zal zich ontwikkelen, maar afwijkend van natuur op een schone locatie.

Casusonderzoek laat zien dat er van veel locaties weinig veldgegevens bekend zijn om uitspraken te doen over de mate van ecologische effecten (Rutgers et al., 2006).

Van de locaties waarvoor de potentieel aangetaste fractie van de soorten (PAF) is berekend - voor de stoffen PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium- leveren de twee eerstgenoemde stoffen het vaakst een hoge toxische druk (Rutgers et al., 2006) (Figuur 4.5.). Locaties waar lood of zink de probleemstof is hebben vaak een zeer hoge PAF.

Tussen de verschillende categorieën van bodemverontreiniging lijken geen grote verschillen te bestaan, de ecologische effecten verschillen wel per stof (Tabel 4.5.).

Vaak zijn meerdere stoffen per locatie aanwezig, waardoor bodemverontreiniging in werkelijkheid een groter effect heeft dan berekend op basis van de éne stof waarvoor het landsdekkend beeld informatie geeft.



Figuur 4.5. PAF (uitgedrukt in percentage) per verontreinigende stof

Naast de informatie uit het casusonderzoek is op eenzelfde wijze als voor de gezondheidsbaten berekend dat op 160.000 ha in Nederland de HC50-waarde wordt overschreden. Slechts een beperkt gedeelte (4% respectievelijk 0,2%) hiervan ligt in EHS- of VHR-gebieden (zie 3.2). In oppervlak belangrijke stoffen zijn koper, PAK, lood en zink. Zo'n 70 van de mate van overschrijding van de HC50 komt voor rekening van PCB's -het betrokken oppervlak is klein-, PAK en DDT.

Tabel 4.5. Ecologische effecten, uitgedrukt in potentieel aangetaste fractie van de soorten (PAF)

Categorie ¹⁾	cadmium		koper		lood		zink		Arseen		PAK	
6 ophooglaag	3 ± 4	(10)	43 ± 27	(55)	68 ± 24	(55)	86 ± 19	(19)	99 ± 1	(16)	88 ± 7	(35)
8a dempingen	10	(1)	70 ± 25	(9)	85	(2)	97	(2)	51 ± 71	(4)	72	(2)
8b dempingen (niet nader gespecificeerd)	34	(2)	39 ± 14	(21)	69	(2)	93 ± 10	(7)	55 ± 67	(4)	85 ± 7	(6)
13 grootschalig	2 ± 3	(31)	54 ± 35	(119)	67 ± 36	(34)	90 ± 15	(39)	59 ± 60	(50)	89 ± 1	(62)
14a kleinschalig duur	2 ± 2	(5)	34 ± 23	(14)	55 ± 22	(12)	96 ± 5	(3)	98 ± 4	(5)	88 ± 12	(5)
14b kleinschalig goedkoop	0 ± 0	(5)	54 ± 39	(25)	54 ± 34	(12)	69 ± 20	(8)	10 ± 9	(4)	88 ± 8	(23)

1) Voor overige categorieën is onvoldoende informatie beschikbaar

2) Tussen haakjes het aantal contouren waarop de waarde gebaseerd is; bij 2 of minder contouren werd geen standaarddeviatie berekend.

4.7 Weging kosten en baten

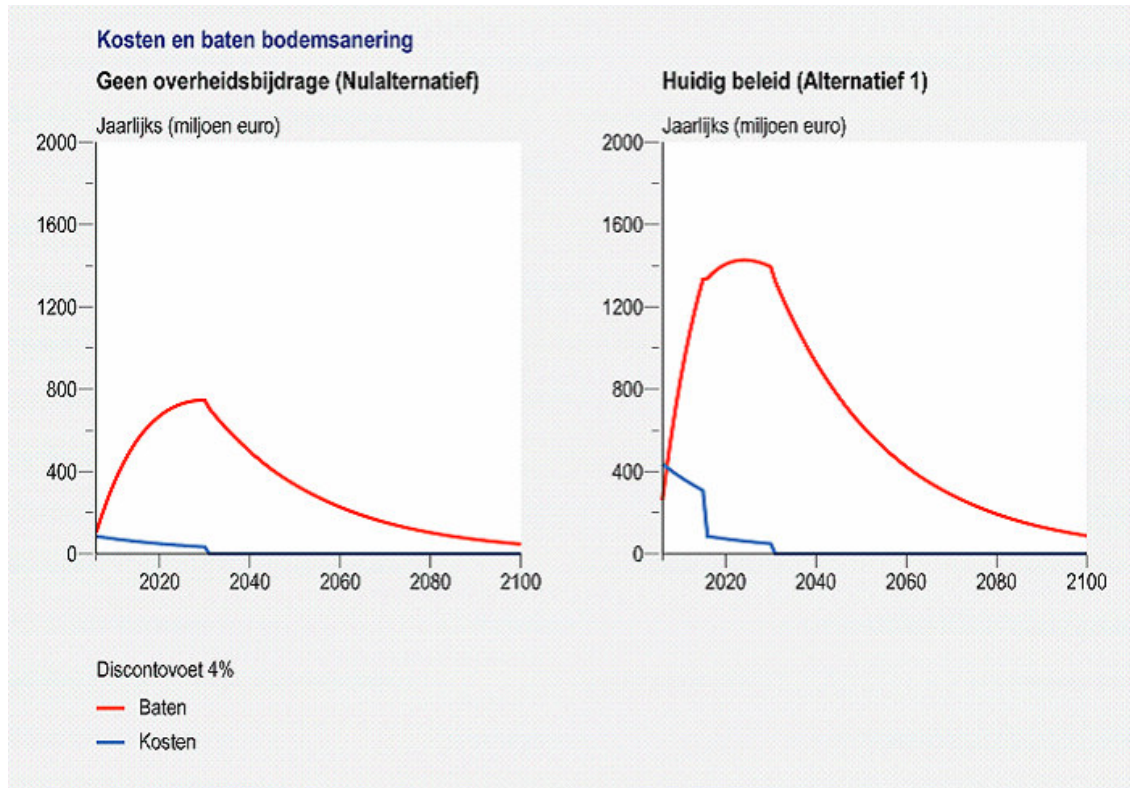
In alle alternatieven wegen de baten op tegen de kosten (figuur 4.6., Tabel 4.6.). De netto baten zijn in de drie beleidsalternatieven, aanmerkelijk hoger dan in het nulalternatief waar vooral gesaneerd wordt omwille van maatschappelijke urgentie en de overheid zich terugtrekt (figuur 4.7.). Het alternatief waar alle 56.000 saneringslocaties worden gesaneerd (alternatief 3) levert de meeste baten op, omdat een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten te winnen valt buiten de 11.000 speedlocaties.

Afhankelijk van locatiespecifieke informatie zal moeten worden bepaald waar daadwerkelijk gezondheidsrisico's voorkomen. Wanneer meer informatie over concentraties van verontreiniging gekoppeld aan het landsdekkend beeld bodemverontreiniging beschikbaar komt, kunnen nauwkeuriger schattingen worden gemaakt van het aantal locaties waarop gezondheidsbaten kunnen ontstaan.

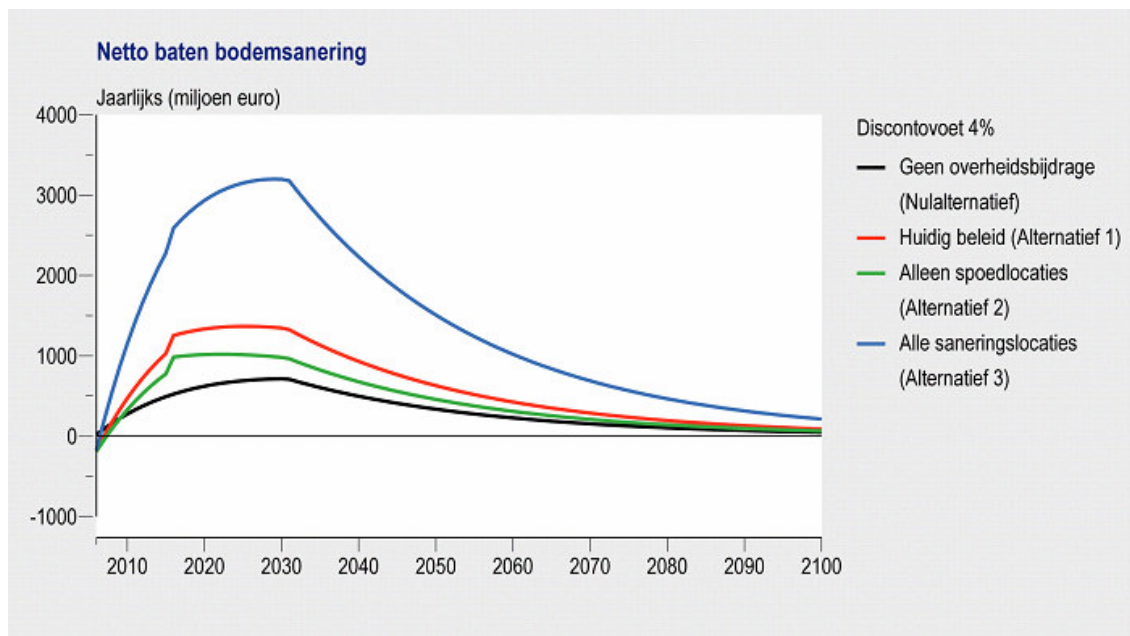
In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten dominant boven de vastgoedbaten (figuur 4.8.). De gezondheidsbaten zijn echter onzeker. Wanneer aan verloren levensjaren een lagere waarde wordt toegekend van 20.000 of 10.000 euro, zijn de baten eveneens hoger dan de gemaakte kosten. Ook als de gezondheidsbaten voor cadmium en lood niet worden meegerekend blijven de conclusies staan. Baten voor drinkwatervoorziening dragen slechts in geringe mate bij. De vastgoedbaten alleen wegen niet op tegen de te maken kosten. Bij het gebruik van lagere discontovoeten stijgt de mate waarin toekomstige baten meewegen. Ook bij gebruik van de hoogste discontovoet van 7% blijven de conclusies staan (figuur 4.9.). Bij vertraging van de investering nemen de totale baten af.

Tabel 4.5. Kosten, baten en saldo per alternatief in contante waarden (in miljoenen Euro, discontovoet 4 %, periode van 100 jaar)

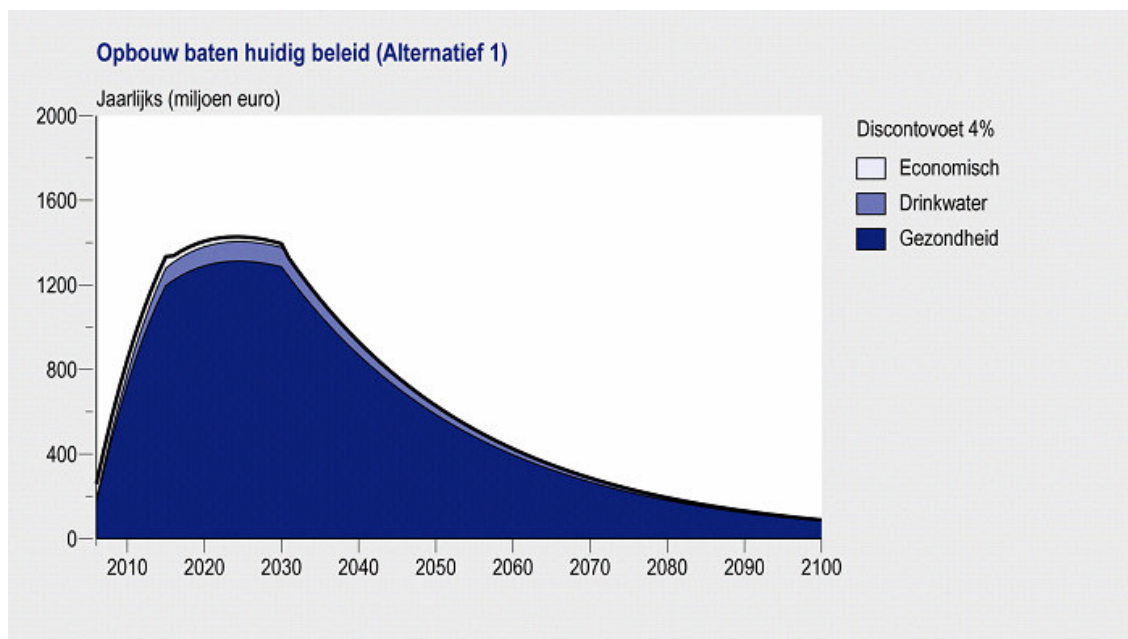
	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Kosten				
Saneringskosten	1.400	4.700	4.000	8.800
Baten				
Gezondheid	28.900	57.300	42.700	134.900
<i>wv longkanker cadmium</i>	<i>20.100</i>	<i>37.200</i>	<i>26.800</i>	<i>89.100</i>
<i>wv overige kankers</i>	<i>2.200</i>	<i>7.500</i>	<i>6.800</i>	<i>11.900</i>
<i>wv IQ verlies</i>	<i>6.700</i>	<i>12.600</i>	<i>9.100</i>	<i>33.900</i>
Drinkwater	2.000	4.100	2.900	7.300
Vastgoed	500	1.000	800	2.000
Ecologie	pm	pm	pm	pm
Verspreiding	pm	pm	pm	pm
Saldo baten	31.400 + pm	62.400 + pm	46.300 + pm	144.200 + pm
Netto saldo	30.000 + pm	57.700 + pm	42.300 + pm	135.400 + pm



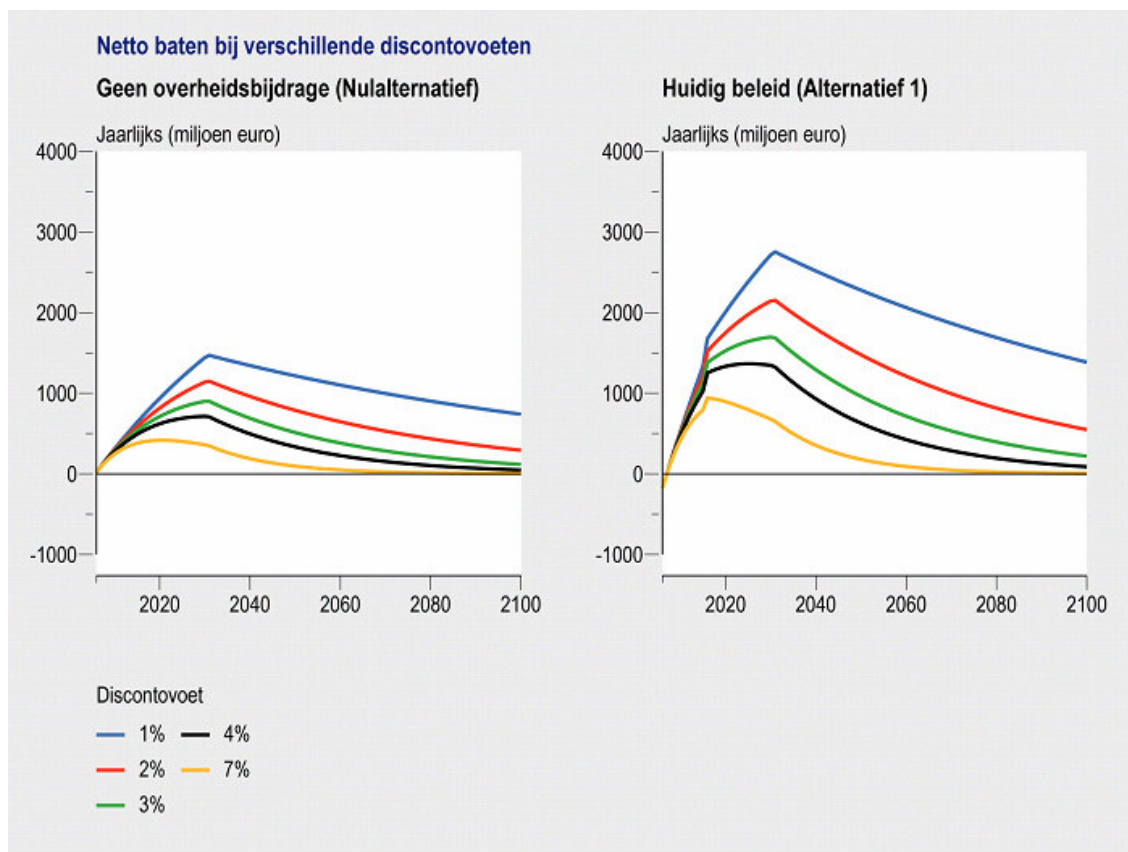
Figuur 4.6. Weging van bruto kosten en baten bodemsanering



Figuur 4.7. Netto baten bodemsanering in vier (beleids)alternatieven



Figuur 4.8. Opbouw van de baten



Figuur 4.9. Effect van variatie van discontovoet op netto baten bodemsanering

5 DISCUSSIE

De onderbouwing van deze MKBA is op verschillende punten onzeker. In dit hoofdstuk zijn onzekerheden onderscheiden met betrekking tot de werkvoorraad en kosten, gezondheidseffecten (humane blootstelling), kostenbaten afweging en overige aspecten.

5.1 Werkvoorraad en kosten

Deze MKBA doet op macro-niveau een uitspraak over de werkvoorraad van 400.000 potentieel verontreinigde locaties, waarvan ongeveer 80% nog nooit is onderzocht. Wat in wel bekend is via het landsdekkend beeld bodemverontreiniging, is waar de potentieel verontreinigde locaties liggen. Ook wat betreft de omvang zijn van 30% van de locaties gegevens beschikbaar.

Voor saneringskosten zijn forse extrapolaties gedaan, waarbij is aangenomen dat de beschikbare gegevens (op basis van reeds uitgevoerde saneringen van 1% van de werkvoorraad) representatief zijn. Informatie over kosten van de overheidssaneringen is mogelijk oververtegenwoordigd ten opzichte van de goedkopere saneringen door private partijen.

Bodemonderzoekskosten zijn meegenomen voorzover het locaties betreft die gesaneerd worden, de bodemonderzoekskosten bij overige locaties zijn niet meegenomen.

Gegevens over concentraties van stoffen waren voor deze studie slechts voor circa 1% van de werkvoorraad beschikbaar; dit percentage verschilt tussen de categorieën (0,01-8%). De stofgegevens zijn niet representatief voor de gehele werkvoorraad van 400.000 locaties. Omdat de stofgegevens verzameld zijn bij locaties waar onderzoek plaatsvindt, is verondersteld dat de beschikbare stofgegevens representatief zijn voor de ruim 200.000 locaties waar dit onderzoek (zgn. nader onderzoek) plaats zal vinden. Deze veronderstelling heeft directe gevolgen voor de te winnen gezondheidsbaten (zie tabel 5.1.). Op basis van de frequentie van interventiewaarde-overschrijdingen die uit de stofgegevens volgt, worden 120.000 gevallen van interventiewaardenoverschrijding berekend merendeels voor ecosysteemeffecten. Een alternatieve veronderstelling is dat de beschikbare stofgegevens representatief zijn voor 88.000 locaties waar zgn. saneringsonderzoek plaatsvindt. Het aantal berekende interventiewaardenoverschrijdingen is dan lager met 54.000 gevallen.

Tabel 5.1. Berekening van het aantal saneringsgevallen en spoedgevallen voor verschillende uitgangsaantallen in vergelijking met de analyse van het landsdekkend beeld.

	I-waarde overschrijding (saneringsgevallen)	overschrijding MTR_{humaan} (spoedgevallen)
<i>Methode analyse landsdekkend beeld (doorstroompercentages)</i>	56.000	11.000
Berekening stoffendatabase (400.000 gevallen; totale werkvoorraad)	249.000	76.000
Berekening stoffendatabase (200.000 gevallen; gevallen Nader Onderzoek)	123.000	39.900
Berekening stoffendatabase (88.000 gevallen; gevallen saneringsonderzoek)	54.000	18.600

5.2 Gezondheidseffecten/humane blootstelling

Bij voorkeur wordt gebruik gemaakt van onderzoek waarbij bodemverontreiniging aantoonbaar geleid heeft tot gezondheidseffecten. Gegevens over geconstateerde gezondheidseffecten door blootstelling aan bodemverontreiniging zijn in Nederland en in het buitenland niet of nauwelijks bekend. Daarom moet op meer theoretische benaderingen teruggevallen worden om gezondheidsbaten in beeld te brengen, met bijbehorende onzekerheden.

Bij het bepalen van de gezondheidsbaten is waar mogelijk aangesloten bij empirisch onderzoek: een epidemiologische studie over het voorkomen van longkanker als gevolg van blootstelling aan cadmium (in de Belgische Kempen) en studies naar de invloed van lood (in bloed) op het IQ van kinderen. Ook van asbestverontreiniging in bodem zijn recent epidemiologische gegevens beschikbaar gekomen (Burdorf e.a., 2005 a en b), maar de beschikbare stofgegevens zijn niet representatief voor asbestverontreiniging in Nederland.

Er is weinig epidemiologisch onderzoek naar gezondheidseffecten van bodemverontreiniging. In beschikbare registraties kunnen kleine verhogingen van ziekteincidenties, ook door de kleine aantallen mensen die aan een individuele locatie blootgesteld worden, onopgemerkt blijven.

Voor asbestverontreiniging in bodem zijn recent epidemiologische gegevens beschikbaar gekomen (Burdorf e.a., 2005 a en b), waaruit duidelijk is geworden dat traceerbaar bodemverontreiniging heeft geleid tot extra doden als gevolg van kanker. Daarom zijn in deze studie inschattingen gemaakt van de bijdrage van asbest in diverse vormen aan MTR_{humaan} -overschrijdingen. Deze bijdrage blijft beperkt, maar mogelijk komt dit omdat de

stofcontourgegevens uit de stoffendatabase niet representatief zijn voor het optreden van asbestverontreiniging in Nederland. Andere kanttekeningen hierbij zijn dat in deze doorrekening alle vormen van asbest, dus ook hechtgebonden, zonder onderscheid op eenzelfde wijze beschouwd zijn.

Vanwege gebrek aan andere empirische gegevens is voor overige stoffen teruggevallen op een benadering waarbij de blootstelling bodemgebruiksafhankelijk beoordeeld is.

Onzekerheden in deze benadering zijn:

- representativiteit van de omvang van een locatie; de omvang is per categorie bodemverontreiniging bepaald, maar het gebruikte gemiddelde verschilt aanzienlijk van de mediaan. Bovendien zijn aannames gedaan over de beïnvloedingszone, de zone waar als gevolg van verspreiding ook nog sprake is van blootstelling.
- representativiteit van het aantal mensen per locatie; dit is nu per categorie bodemverontreiniging bepaald op basis van een GIS-analyse, onafhankelijk van het bodemgebruik.
- onzekerheden in de omrekening van het gehalte in de bodem naar blootstelling. Het gebruikte model is niet worst case maar gebaseerd op gemiddelden. De feitelijke blootstelling op een specifieke locatie kan echter om uiteenlopende redenen afwijken, dit geldt vooral voor de route via inhalatoire blootstelling en daarmee voor de vluchtige stoffen die de humane gezondheidseffecten domineren.
- in het algemeen is gerekend is met de blootstelling voor slechts één stof per locatie is berekend, terwijl blootstelling werkelijk plaatsvindt aan veel meer stoffen
- tenslotte geldt voor de niet-carcinogene stoffen dat deze een drempelwaarde kennen waaronder geen effecten worden waargenomen. Bovendien wordt bij vaststelling van het MTR_{humanaan} in het algemeen een veiligheidsfactor toegepast; een overschrijding van het MTR_{humanaan} voor niet-carcinogene stoffen hoeft dus niet direct tot waarneembare effecten te leiden die bijdragen aan de ziektelast. Daarom zijn deze stoffen bij de berekening van de gezondheidsbaten niet meegenomen.

De betekenis van deze onzekerheden is meegenomen in de kosten-baten afweging door ook met lagere gezondheidsbaten te rekenen.

Naast directe gezondheidseffecten kunnen ook andere effecten optreden die niet gekwantificeerd zijn, zoals hinder door stank.

Voor de beoordeling van effecten is uitgegaan van de huidige normen (interventiewaarden, MTR_{humanaan} , en HC50-waarden). Wijzing van deze normen hebben gevolgen voor de berekening van het aantal mensen dat is blootgesteld boven de norm en voor de mate van overschrijding. Door Lijzen et al. (2001) zijn voorstellen gedaan voor bijstellingen. Hoewel ook versoepelingen voorkomen, geldt in het algemeen dat er vaker sprake is van strengere waarden.

5.3 Kosten-afweging

Gezien de onzekerheden in de gezondheidsbaten en het feit dat deze baten opwegen tegen de kosten is gekeken in hoeverre lagere gezondheidsbaten (als gevolg van bijvoorbeeld een lagere blootstelling dan berekend in het standaardscenario, een lagere frequentie van overschrijding van de normen, of als gevolg van lagere baten voor een verloren levensjaar dan 70.000 euro per jaar) de afweging toch nog positief houden.

Uit deze analyse blijkt dat één ordegrootte lagere gezondheidsbaten nog steeds opwegen tegen de kosten.

5.4 Overige aspecten

Twee aspecten zijn nog niet of beperkt aan de orde geweest: grondwater en schone bodem.

In het kader van duurzaamheid zullen voor toekomstige generaties schone bodem met schoon grondwater ook van belang zijn. Grondwater van een goed ecologische kwaliteit is ook het doel van de Kaderrichtlijn Water. Deze doelen konden in deze studie nog niet als baat vorm gegeven worden en dienen als pm in de afweging meegenomen te worden.

6 CONCLUSIES

Deze Maatschappelijke Kosten Baten Analyse van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt vier alternatieven voor toekomstige investeringen. In het nulalternatief stopt de Rijksbijdrage aan bodemsanering, omdat (juridische) prikkels niet wijzigen gaan private partijen door met sanering. Daarnaast zijn drie beleidsalternatieven uitgewerkt. In het alternatief huidig beleid zijn in 2015 bij 11.000 spoedlocaties maatregelen genomen en faciliteert het Rijk tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op dat deel van de 56.000 saneringslocaties waar stagnatie optreedt. In het tweede alternatief beperkt het bodemsaneringsbeleid zich tot het aanpakken van de spoedlocaties. In het derde alternatief tenslotte richt het beleid zich op alle saneringslocaties, ook die waar geen stagnatie optreedt. De kosten en baten voor gezondheid, drinkwatervoorziening en vastgoed zijn gemonetariseerd en verrekend in de MKBA. De baten voor ecologische effecten en beleving zijn wel gekwantificeerd maar niet gemonetariseerd.

In alle alternatieven wegen de baten op tegen de kosten. De baten in de drie beleidsalternatieven, zijn aanmerkelijk hoger dan in het nulalternatief waar de overheid zich terugtrekt. In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten dominant. Tegelijk zijn de gezondheidsbaten met onzekerheid omgeven. Desondanks zijn de conclusies robuust, ook wanneer een lagere waarde aan gezondheid wordt toegekend, gevarieerd wordt met discontering of delen van de gezondheidsbaten buiten beschouwing worden gelaten.

In deze studie zijn meer spoedgevallen op basis van actuele humane risico's berekend dan eerder op basis van het kostenmodel. Dat betekent dat een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten ook te behalen is buiten de geschatte 11.000 spoedlocaties.

LITERATUUR

3B Bureau Bodem en milieubeleid. (2005) Evaluatie bodemsanering. Analyse landsdekkend beeld.

Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; Van Apeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L.; Zeilmaker, M.J. (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risks levels. RIVM-rapport 711701025

Brunekreef, B. (1984) The relationship between air lead and blood lead in children: a critical review. *Sci. Total Environ* 38:79-123.

CPB/MNP/RPB (2006) Welvaart en leefomgeving.

Crettaz, P.; Pennington, D.; Rhomberg, L.; Brand, K.; Jolliet, O. (2002) Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALY's: Part 1 - Cancer effects. *Risk. Anal.* 22:931-945.

Davindson, M. (2006) A social discount rate for climate damage to future generations based on regulatory law. *Climatic Change* 76:55-72

De Jong, A.H.; Hilderink, H.B.M. (2004) Lange-termijn bevolkingsscenario's voor Nederland. RIVM/CBS

Ecorys (2005) Maatschappelijke kosten en baten IBO Verstedelijking, Input voor Interdepartementaal Beleidsonderzoek.

Edejer, T.; Baltussen, R.; Adam, T (2003) Making choices in health care: WHO guide to cost-effectiveness analyses. World Health Organisation, Geneve, Switzerland

EU (2003) Extended impact assessment, REACH. COM(2003)644final

EU (2005) Impact Assessment. Annex to The communication on Thematic Strategy on Air Pollution. COM(2005)446final

Faber, J.H.; Van der Pol, J.J.C.; Van den Brink, N.W. (2004) Verificatieonderzoek ecologie Krimpenerwaard. SKB-rapport SV-027, Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem, Gouda.

Franssen, E.A.M.; Van Dongen, J.E.F.; Ruysbroek, J.M.H.; Vos, H.; Stellato, R.K. (2004) Hinder door milieufactoren en de beoordeling van de leefomgeving in Nederland. RIVM rapport 815120001

Gezondheidsraad (2004) Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen. Publicatie 2004/14, Den Haag

Grasmuck, D.; Scholz, R.W. (2005) Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants: The role of knowledge and emotional concerns. *Risk Anal.* 25:511-622

Grime, J.P. (1997) Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* 277, 1260-1261

- Grosse, S.D.; Matte, T.D.; Schwartz, J.; Jackson, R. (2002) Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States. *Environ. Health Persp.* 110:563-569
- Howarth, A.; Pearce, D.W.; Ozdemiroglu, E.; Seccombe-Hett, T.; Wieringa, K.; Streefkerk, C.M.; De Hollander, A.E.M. (2001) Valuing the benefits of environmental policy: The Netherlands. RIVM rapport 481505024
- IPO/VNG/LIB/RIVM/VROM (2006) Jaarverslag bodemsanering over 2005. www.vrom.nl
- JECFA (2000) Safety evaluation of certain food additives and contaminants - contaminants: lead. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, WHO Food Additives Series 44; World Health Organization, Geneve, Zwitserland
- Kernteam landsdekkend beeld (2005) Eindrapport nulmeting werkvoorraad bodemsanering.
- KIWA (2006) Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning. Verkenning van de haalbaarheid van stedelijke drinkwaterwinning. BTO 2005.037
- Lanphear, B.P.; Dietrich, K.; Auinger, P.; Cox, C. (2000) Cognitive deficits associated with blood lead concentrations <10 µg/dL in US children and adolescents. *Public Health Reports*, 115:521-529
- Lebret, E.; Leidelmeijer, K.; Van Poll, H.F.P.M. (2005) MCA en MKBA: structureren of sturen? Een verkenning van beslissingsondersteunende instrumenten voor Nuchter omgaan met Risico's. RIVM rapport 6305000001
- Lijzen, J.P.A.; Baars, A.J.; Otte, P.F.; Rikken, M.G.J.; Swartjes, F.A.; Verbruggen, E.M.J.; Van Wezel, A.P. (2001) Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. RIVM rapport 711701023
- Lutter, R. (2000) Getting the lead out cheaply. A review of EPA's proposed residential lead hazard standards. *Environ. Sci. Policy* 4:13-23.
- Mayer, H.J.; Greenberg, M.R. (2005) Using integrated geospatial mapping and conceptual site models to guide risk-based environmental clean-up decisions. *Risk Anal.*, 25:429-445
- MNP (2005a) Milieubalans 2005
- MNP (2006a) Milieubalans 2006
- MNP (2006b) Beoordeling Maatregelenpakket Toekomstagenda Milieu
- MNP (2006c) Nationale Milieuverkenning 6. 2006-2040.
- Muir, T.; Zegarac, M. (2001) Societal costs of exposure to toxic substances: Economic and health costs of four case studies that are candidates for environmental causation. *Environ. Health Persp.* 109:885-903
- Mülschlegel, J.; Tangema, B. (2005). Onvoldoende oppervlaktwater kost drinkwatersector jaarlijks 400 miljoen euro. *H20* 3:29-32

Nawrot, T.; Plusquin, M.; Hogervorst, J.; Roels, H.A.; Celis, H.; Thijs, L.; Vangronsveld, J.; Van Hecke, E.; Staessen, J.A. (2006) Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. *The Lancet Oncology* 7/2:119-126

Nordberg, G.F. (2006) Lung cancer and exposure to environmental cadmium. *The Lancet Oncology* 7/2:99-101

OTB (2006) Monitor nieuwe woningen. www.monitornieuwewoningen.nl

Peeters, E. (2006) Kinderlood. Onderzoek naar de loodconcentraties in bloed van Rotterdamse kinderen anno 2005 en de invloed hierop van lood in de bodem. GGD Rotterdam.

Posthuma, L.; Wintersen, A.; De Zwart, D.; Lijzen, J.; Harmsen, J.; Osté, L.; Van Noort, P. (2006) Beslissen over bagger op bodem. *Bodem* 2006/4: 142-146

Provoost, J.; Cornelis, C.; Swartjes, F. (2006) Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: why do they differ? *J. Soils Sediments* 6/3:173-181

Rikken, M.G.J.; Lijzen, J.P.A.; Cornelese, A.A. (2001) Evaluation of model concepts of human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM rapport 711701022

RIVM (2003) Nuchter omgaan met risico's. RIVM rapport 251701047

Rosenberg, F.; Lieshout, R.; Hof, B. (2006) MKBA bodemsanering. SEO-rapport nr. PM nr en titel wordt nog aangepast

Ruijgrok, E.M.; Brouwer, R.; Verbruggen, H. (2004) Waardering van natuur, water en bodem in maatschappelijke kosten baten analyse. Witteveen en Bos.

Rutgers, M., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M., Schouten, A.J. (2001) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met een Triade-benadering. RIVM-rapport 711701026.

Rutgers, M.; Spijker, J.; Winterse, A.; Posthuma, L. (2006) Ecologische effecten van bodemverontreiniging. RIVM rapport 607621001

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* 16:111-114.

RVZ (2006) Zinnige en duurzame zorg. Raad voor de Volksgezondheid en Zorg, Zoetermeer.

Sandman, P.M.; Miller, P.; Johnson, B.B.; Weinstein, N.D. (1993) Agency communication, community outrage, and perception of risk: Three simulation experiments. *Risk Analysis* 13:585-598

Schouten, A.J., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M., Rutgers, M. (2003a) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 2. RIVM Rapport 711701032.

- Schouten, A.J., Dirven -Van Breemen, E.M., Bogte, J.J., Rutgers, M. (2003b) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 3. RIVM rapport 711701036.
- Schwartz, J. (1994) Low-level lead exposure and children's IQ: A meta-analysis and search for a threshold. *Environ. Res.* 65:42-55.
- Sjoberg, L. (2000) Factors in risk perception. *Risk Anal.* 20:1-11.
- SKB (2005) Allocatie van lange termijn Verantwoordelijkheid, Aansprakelijkheid en (Rest)risico (AltVar). SKB rapport PP4113
- Slovic, P. (1987) Perception of risk. *Science* 236:280-285
- Slovic, P. (1999) Trust, emotion, sex, politics, and science: Surveying the risk-assessment battlefield. *Risk Analysis* 19:689-701
- Smidt, E.; Balemans, M. (2006) MKBA Bodemsanering; casus grondwaterwinning t.b.v. consumptie / Strategische grondwatervoorraden. KIWA Water Research, rapport KWR 06.084
- Spadaro, J.V.; Rabl, A. (2004) Pathway analysis for population-total health impacts of toxic metal emissions. *Risk. Anal.* 24:1121-1141.
- Staessen, J.A.; Roels, H.A.; Emelianov, D.; Kuznetsova, T.; Thijs, L.; Vangronsveld, J.; Fagard, R. (1999) Environmental exposure to cadmium, forearm bone density, and risk of fractures: prospective population study. *The Lancet*, 353:1140-1144.
- Stallen, J.M.; Tomas, A. (1988) Public concern about industrial hazards. *Risk Analysis* 8:237-245
- Sterkenburg, A.; Lieste, R.; De Cleen, M.P.T.M.; Versluijs, C.W. (2005) Scenario's bodemsaneringsoperatie. RIVM rapport 607400001
- Swartjes, F.A. (1999) Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: Standards and remediation urgency. *Risk. Anal.* 19:1235-1249
- TCB (2002) Advies wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden. Rapport nr TCB A31, Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Udo, J.; Janssen, L.H.J.M.; Kruitwagen, S. (2006) Stilte heeft zijn 'prijs'. *ESB* 14-16
- V&W/EZ (2000) Evaluatie van grote infrastructuurprojecten. Leidraad voor kosten-baten analyse (OEEI)
- V&W (2006) Begroting. Ministerie Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Van de Griendt, B. (2004) Wonen in risicovolle situaties. *Property NL Research Quarterly* juli, 19-26
- Van de Griendt, B.; Spit, T. (2005) De verontreinigingsparadox. Effecten van bodemverontreiniging op woningmarkt vaak verschillend ingeschat. *Property NL Research Quarterly* december, 6-14

Van de Griendt, J.S.; Merton, J.G.; Van Dinteren, J.H.J. (2005) Bodemsanering is gebaat bij nuchterheid. Land+Water 3:36-37.

Van de Griendt, B.; Keijzer, H. (2006) Gevolgen van kadastrale registratie van bodemverontreiniging voor de woningmarkt. Bouwfonds/Royal Haskoning

Van den Berg, G.; Balemans, M.; Doomen, A.; Gijsbertsen, A.; Mons, M. (2006a) MKBA Bodemsanering. Casus grondwaterwinning t.b.v. consumptie / ernstige verontreiniging in grondwaterbeschermingsgebied. KIWA Water Research, rapport KWR 06.082

Van den Berg, G.; Balemans, M.; Bernhardt, L.; Mons, M.; Gijsbertsen, A. (2006b) MKBA bodemsanering. Casus grondwaterwinning t.b.v. consumptie / (vm) tankstation. KIWA Water Research, rapport KWR 06.083

Van der Wurff, A.W.G., S.A.E. Kools, M.E.Y. Boivin, P.J. van den Brink, H.H.M. van Megen, J. Riksen, A. Doroszuk and J.E. Kammenga (2006) Type of disturbance and ecological history determine structural stability. Ecological Applications (in press)

Van Hout, BA (1998) Discounting costs and effects differently: a reconsideration. Health Econ. 7:581-594

Van Poll, R.; Visschers, V. (in prep, a) Bodemverontreiniging: risicoperceptie van burgers. RIVM-rapport in prep.

Van Poll, R.; Visschers, V.; Van Overveld, A. (in prep, b) Risk perception of environmental risks: air pollution, flooding and air traffic. A survey. RIVM-rapport in prep.

Van Wezel, A.; Lijzen, J.; Crommentuijn, T. (2002) Inhoudelijke evaluatie van de interventiewaarden bodemsanering. Bodem, 30-33

Versluijs, C.W.; Mulder, F.M.; Van Wijnen, H.J.; Van den Broek, H.H. (2006) Proces en data-analyse voor MKBA bodemsanering. RIVM rapport in prep

Viscusi, W.K.; Aldy, J.E. (2003) The value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the world. Journal of risk and uncertainty 27:5-76

VROM (1989) Omgaan met risico's. Tweede Kamer 1988-1989 21 137 nr 5

VROM (2000) Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2004) Nuchter omgaan met risico's. Beslissen met gevoel voor onzekerheden. Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2006) Toekomstagenda Milieu: schoon, slim, sterk. Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2006b) Verantwoordelijkheid normstelling bodemverontreiniging. Brief aan Eerste Kamer LMV2006275450

VROM (2006c) Begroting. Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2006d) Circulaire bodemsanering. Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM, 2006b Verantwoordelijkheid normstelling bodemverontreiniging. Brief van de Staatsecretaris van VROM aan de Voorzitter van de Eerste Kamer. LMV2006.275450.

Wandersman, A.H.; Hallman, W.K. (1993) Are people acting irrationally? Understanding public concerns about environmental threats. *American Psychologist* 48: 681-686

Weber, O.; Scholz, R.W.; Buhlmann, R.; Grasmuck, D. (2001) Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies. *Risk analysis* 21:967-977

Weinstein, MC; Stason, WB (1977) Foundation of cost-effectiveness analysis for health and medical practices. *New Eng J of Med* 296:716-721

Wesselink, L.G., Notenboom, J. en Tiktak, A. 2006 De consequenties van de Europese bodemrichtlijn voor Nederland. MNP rapport 500094002

Lijst van afkortingen

ACN	adrescoördinaten Nederland, digitaal bestand op basis van ieder bekend TPG-postadres
DALY's	disability adjusted life years. Het aantal DALY's is het aantal gezonde levensjaren dat een populatie verliest door ziekten.
EHS	ecologische hoofdstructuur
GIS	geografisch informatie systeem
GSM	global system for mobile communications
HBO	huisbrandolie
HC ₅₀	hazardous concentration. De HC50 wordt overschreden als meer dan 50 procent van de (mogelijk) aanwezige dier- en plantensoorten in een ecosysteem nadelige effecten kunnen ondervinden van bodemverontreiniging.
I-waarde	interventiewaarde. Als de interventiewaarde voor een stof wordt overschreden, is er sprake van ernstige bodemverontreiniging. Bij het opstellen van de interventiewaarde worden zowel het risico van een gevaarlijke stof voor de mens als het risico voor plant en dier bepaald.
IBIS	integraal bedrijventerreinen informatiesysteem. Bevat informatie over alle bedrijventerreinen en kantoorlocaties in Nederland.
ILG	investeringsbudget landelijk gebied
IQ	intelligentie quotiënt
ISV	investeringsbudget stedelijke vernieuwing
LISA	landelijk informatiesysteem arbeidsorganisaties. Bevat informatie over de werkgelegenheid in personen per postcodegebied.
MKBA	maatschappelijke kostenbaten analyse
MTBE	Methyl-tert-butylether
MTR	maximaal toelaatbaar risico
NAVOS	nazorg voormalige stortplaatsen
OEI	onderzoeksprogramma economische effecten infrastructuur
PAF	potentieel aangetaste fractie
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PCB	polychloorbifenylen
SBNS	stichting bodemsanering Nederlandse Spoorwegen
UBI	Uniforme Bron Indeling potentieel bodemvervuilende activiteiten

VHR Vogel- en Habitatrichtlijn

Wbb Wet Bodembescherming

BIJLAGE 1 Voorbeeldberekening

De berekening van de blootstelling en andere kentallen voor mens (bodem en grondwater) en ecosysteem (alleen bodem) wordt geïllustreerd voor cadmium, gebaseerd op het rapport Versluijs et al., (2006).

Berekening blootstelling mens aan verontreinigde grond

Als eerste stap is vastgesteld dat de gegevens uit de stoffendatabase van toepassing is op de locaties die een Nader Onderzoek ondergaan. Dat betekent dat de database dus niet representatief is voor de totale werkvoorraad van 400.000 locaties, maar op 200.000 locaties, vanaf hier verder werkvoorraad NO (Nader Onderzoek) genoemd.

Per categorie bodemverontreiniging is berekend wat de gemiddelde concentratie is, en welk aandeel cadmium heeft in de gemeten contouren.

In categorie 8b bijvoorbeeld is cadmium in 2 gevallen van de 57 (dus 3,51%) boven de interventiewaarde aangetoond, met een gemiddelde overschrijding van een factor 14,6.

Aangenomen wordt vervolgens dat voor deze categorie, met in totaal 34.423 van de in totaal 97.816 locaties in de werkvoorraad, in 3,51 % van de gevallen cadmium voorkomt met een gehalte van 14,6 maal de interventiewaarde.

Tabel 1. Mate en frequentie van interventiewaarde-overschrijding

Categorie	Stof	Interventie-waarde grond	Quotiënt gemidd. concentratie en I-waarde	Aantal waarnemingen > I	Percentage > I	Aantal gemeten contouren	Totaal aantal locaties
0b	cadmium	12	2,6	2	1,75%	114	4402
3a	cadmium	12	2,1	1	0,14%	693	15867
6	cadmium	12	4,5	6	2,36%	254	9045
8a	cadmium	12	4,1	1	3,57%	28	3891
8b	cadmium	12	14,6	2	3,51%	57	34423
13	cadmium	12	45,8	16	1,87%	856	32651
14a	cadmium	12	16,2	2	1,69%	118	11064
14b	cadmium	12	2,1	1	0,41%	241	19149

De blootstelling aan cadmium is afhankelijk van het bodemgebruik. Daarom is voor elke categorie bepaald hoe de locaties van de werkvoorraad NO verdeeld zijn over de zeven onderscheiden bodemgebruiksklassen.

Tabel 2. Verdeling NO-werkvoorraad naar bodemgebruiksklassen

MKBA categorie	NOBO-bodemgebruiksklassen								
	Geen gegevens	Wonen met tuin	Plaatsen waar kinderen spelen	Moestuinen/volkstuinen	Landbouw (excl. Wonen)	Natuur (excl. Wonen)	Groen met natuurwaarden	Overig	Totaal
00a onverdachte activiteit	.	50	11	0	18	6	9	73	168
00b geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging	.	2065	211	7	323	39	64	1694	4402
01 Gasfabrieken	.	84	21	1	12	5	5	164	292
03a benzineservice station	.	8155	1058	8	531	78	132	5905	15867
03b overige brandstoffen en benzine	.	7368	962	5	408	61	75	4202	13081
04a chemische wasserij/stomerij	.	621	232	1	18	5	9	1001	1886
04b overige chemische wasserijen	.	331	111	.	15	2	8	400	865
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	.	17078	1077	5	584	84	129	3766	22723
05b Overige tanks	.	24753	1021	16	1550	138	178	5293	32950
06 stedelijk ophooglaag (bron onbekend, UBI999999)	.	3352	544	14	1170	315	269	3381	9045
08a dempingen	.	39	16	3	3543	85	57	148	3891
08b demping niet nader gespecificeerd	.	263	552	67	26392	1478	914	4757	34423
11 defensieterreinen	.	52	10	.	47	42	17	139	307
13 grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	1	15781	1469	25	2188	577	393	12217	32651
14a kleinschalig duur	.	5045	845	3	318	79	50	4724	11064
14b kleinschalig goedkoop	.	9888	727	18	2246	216	206	5848	19149
Totaal	1	94925	8867	174	39363	3210	2514	53710	202765

Voor voorbeeld 8b zijn er dus 263 locaties 'wonen met tuin' en 552 'plaatsen waar kinderen spelen'.

Om het aantal personen te kunnen berekenen dat op een locatie wordt blootgesteld, is per categorie met GIS-berekeningen het aantal personen binnen een straal van 70 m en 100 m rond het middelpunt van de verontreiniging bepaald. Daarnaast is deze berekening verfijnd door categoriespecifiek een locatiestraal en een beïnvloedingsgebied (afhankelijk van de verspreiding van de verontreiniging) te berekenen.

Tabel 3. Omvang van de categorieën bodemverontreiniging en het aantal personen per locatie

	Locatiegrens	Beïnvloedings- gebied	Aantal personen per locatie	
	L(s) [m]	B(s) [m]	Locatiegrens	Locatiegrens+ beïnvloedings-gebied
0a onverdachte activiteit	67	0	30	30
0b geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging	83	4	47	51
1 Gasfabrieken	131	20	130	172
3a benzineservice station	52	111	24	205
3b overige brandstoffen en benzine	56	23	31	57
4a chemische wasserij/stomerij	60	85	42	237
4b overige chemische wasserijen	71	95	63	323
5a HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	51	12	18	26
5b Overige tanks	57	8	18	22
15 stedelijk ophooglaag (bron onbekend UBI999999)	59	1	21	21
8a dempingen	75	1	2	3
8b demping niet nader gespecificeerd	110	1	16	16
11 defensieterreinen	210	28	145	185
13 grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	88	16	50	68
14a kleinschalig duur	59	36	34	80
14b kleinschalig goedkoop	65	12	27	36

Per bodemgebruiksklasse is met het blootstellingsmodel SUS (gebaseerd op CSOIL) per stof de blootstelling bepaald. Deze is vergeleken met de kritische blootstelling, het MTR_{humaan} zoals gegeven in de circulaire Interventiewaarden.

Om de blootstellingssom te berekenen wordt, per bodemgebruik, de mate van overschrijding van het MTR_{humaan} vermenigvuldigd met het aantal locaties voor de categorie in die bodemgebruiksklasse en met het aantal personen dat op een dergelijke locatie wordt blootgesteld, mits de mate van blootstelling hoger is dan het MTR_{humaan} .

Als vervolg op het voorbeeld:

- frequentie van overschrijding I-waarde cadmium = 3,51 %
- gemiddeld aantal personen op locatie 8b: 16
- gemiddelde omvang van de locatie; straal = 110+1 m.

Bodemgebruiksklasse	conc.	1	2	3	4	5	6	7
aantal locaties in categorie 8b		263	552	67	26392	1478	914	4757
mate van blootstelling boven MTR_{humaan}	175	5,03	5,03	41,96	5,03	0,26	0,26	0,06

$$\text{Blootstellingssom} = (5,03 \cdot 263 + 5,03 \cdot 552 + 41,96 \cdot 67 + 5,03 \cdot 26392) \cdot 3,51 \% \cdot 16 = 78434.$$

Voor deze berekening tellen de bodemgebruiksklassen 5 t/m 7 dus niet mee omdat de blootstelling onder het MTR_{humaan} ligt.

Het aantal blootgestelden kan berekend worden door in de berekening de mate van overschrijding van het MTR_{humaan} weg te laten.

$$\text{Aantal blootgestelden} = (263 + 552 + 67 + 26392) \cdot 3,51 \% \cdot 16 = 15317.$$

Het aantal locaties waar blootstelling plaatsvindt kan berekend worden door de som te nemen van het aantal locaties per bodemgebruiksklasse vermenigvuldigd met de frequentie van overschrijding en de oppervlakte door het aantal locaties te vermenigvuldigen met de gemiddelde oppervlakte.

$$\text{Aantal locaties} = (263 + 552 + 67 + 26392) \cdot 3,51 \% = 957.$$

$$\text{Oppervlak} = (263 + 552 + 67 + 26392) \cdot 3,51 \% \cdot (3,14 \cdot 111^2) / 10.000 = 3706 \text{ ha.}$$

Voor een aantal stoffen kon met SUS geen berekening gemaakt worden, door het ontbreken van gegevens om blootstelling te kunnen berekenen (bv. asbest) of omdat het om een mengsel van stoffen gaat (bv. minerale olie, PAK, PCB's).

Voor deze stoffen ontbreekt de berekening van de mate van blootstelling boven het MTR_{humaan} . Daarom is door een vergelijking van stofeigenschappen een inschatting gemaakt van deze blootstelling. Voor minerale olie is aansluiting gezocht bij de aromaten, voor PAK en PCB's bij de bestrijdingsmiddelen (persistente, weinig water oplosbare stoffen), voor dichloorpropan bij de vluchtige organohalogenen en voor asbest bij de metalen (niet vluchtig, niet wateroplosbaar, maar een ander gedrag bij plantopname).

Op deze wijze kan bij benadering iets gezegd worden over het belang van deze groep stoffen.

Berekening blootstelling ecosysteem aan verontreinigde grond

Op vergelijkbare wijze als voor blootstelling van de mens aan verontreinigde grond kan die voor ecosystemen berekend worden.

De gegevensbasis is in beginsel hetzelfde.

Waar bij de mens het MTR_{humaan} als toetsingscriterium wordt gebruikt, is dat bij ecosystemen de HC_{50} .

Voor de blootstelling van ecosystemen is nog geen onderscheid gemaakt naar bodemgebruiksklassen; aangenomen is dat alle bodemgebruiksklassen ertoe doen en de blootstelling vindt natuurlijk direct aan de grond plaats.

In vervolg op het voorbeeld betekent dit het volgende.

Tabel 4. Mate en frequentie van overschrijding HC50-waarde

Categorie	Stof	Maatgevende concentratie [mg/kg]	Conc/HC50	Aantal locaties	Frequentie
0b	cadmium	32	2,6	4402	1,75%
3a	cadmium	25	2,1	15867	0,14%
6	cadmium	53	4,5	9045	2,36%
8a	cadmium	49	4,1	3891	3,57%
8b	cadmium	175	14,6	34423	3,51%
13	cadmium	549	45,8	32651	1,87%
14a	cadmium	194	16,2	11064	1,69%
14b	cadmium	25	2,1	19149	0,41%

Om de blootstellingssom te berekenen wordt, indien de blootstelling de HC₅₀ overschrijdt, de mate van overschrijding van het HC₅₀, zoals in deze tabel gegeven, vermenigvuldigd met het aantal locaties voor deze categorie, met de frequentie die afgeleid is voor het voorkomen van cadmiumverontreiniging.

Als vervolg op het voorbeeld (categorie 8b):

- frequentie van overschrijding I-waarde cadmium = 3,51%
- gemiddelde omvang van de locatie; straal = 110+1 m.

$$\text{Blootstellingssom} = 14,58 * 34423 * 3,51\% * (3,14 * 111^2) = 68153.$$

$$\text{Aantal locaties} = 34423 * 3,51\% = 1208.$$

$$\text{Oppervlak} = 34423 * 3,51\% * (3,14 * 111^2) / 10.000 = 4677 \text{ ha.}$$

Voor een aantal stoffen (cyaniden, minerale olie en aromatische oplosmiddelen) kon bij gebrek aan gegevens over HC50-waarden geen berekening uitgevoerd worden. Overigens is in een aantal gevallen (ethylbenzeen, xylenen) gebruik gemaakt van nieuw beschikbare HC50-waarden omdat er geen waarden beschikbaar waren.

BIJLAGE 2 Aantal kankers per jaar voor verschillende kankerverwekkende stoffen en verschillende categorieën bodemsaneringslocaties

Categorie bodemsaneringslocatie		Arseen			Benzeen			Chroom			HCH(totaal)		
		Aantal	Mate	MT Kankers	Aantal	Mate	MT Totaal	Aantal	Mate	MT Totaal	Aantal	Mate	MT Totaal
0b	geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging	6	3,25	<0,01				6	1,11	<0,01			
01	gasfabrieken	4	1,06	<0,01	2470	104,02	0,26						
03a	benzineservice station	9	2,74	<0,01	808035	38,79	31,34	5	2,40	<0,01			
03b	overige brandstoffen en benzine	0	0,00	<0,01	34203	967,65	33,10	2322	2,04	<0,01			
04a	chemische waterrij/stomerij	10	2,53	<0,01	9825	1,73	0,02						
04b	overige chemische waterrijen												
05a	HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	11035	2,35	0,03	15374	47,46	0,73	5517	5,05	0,03			
05b	Overige tanks	0	0,00	<0,01									
06	stedelijke ophooglaag (UBI=999999)	14	1,84	<0,01									
08a	dempingen	802	4,24	<0,01	386	3,73	<0,01	0	2,60	<0,01			
08b	demping niet nader gespecificeerd	38	1,46	<0,01									
11	defensie terreinen												
13	grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	44840	1,05	0,05	58602	86,17	5,05	24739	1,10	0,02	10375	53,01	0,55
14a	kleinschalig duur	7	2,79	<0,01	4210	2,69	0,01	7	1,94	<0,01			
14b	kleinschalig goedkoop	0	0,00	<0,01	11442	1049,25	12,01	5721	5,41	0,03			
Totaal kankerincidentie				0,08			82,51			0,09			0,55

Categorie bodemsaneringslocatie		Vinylchloride		
		Aantal	Mate	MT Totaal
0b	geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging			
01	gasfabrieken			
03a	benzineservice station	4671	36,86	0,17
03b	overige brandstoffen en benzine			
04a	chemische waterrij/stomerij			
04b	overige chemische waterrijen			
05a	HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)			
05b	Overige tanks			
06	stedelijke ophooglaag (UBI=999999)			
08a	dempingen			
08b	demping niet nader gespecificeerd			
11	defensie terreinen			
13	grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	2548	294,45	0,75
14a	kleinschalig duur			
14b	kleinschalig goedkoop			
Totaal kankerincidentie				0,92

Totaal	Totaal
0,00	0,00
0,26	0,26
31,52	29,69
33,10	17,27
0,02	0,02
0,00	0,00
0,78	0,01
0,00	0,00
0,00	0,00
0,00	0,00
0,00	0,00
0,00	0,00
0,00	0,00
6,43	1,28
0,01	0,00
12,04	1,96
84,15	50,50

* voor eventuele andere carcinogene stoffen is een verwaarloosbare bijdrage berekend

BIJLAGE 3 MTR-overschrijdingen voor een selectie van stoffen (hoogste bijdrage)

Categorie bodemsaneringslocatie	1,2-dichlooretheen (trans)			Asbest			Asbest-hechtgebonden			Asbest-overig		
	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som
0b geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging				1970	341,26	0,67	1970	1,40	0,00	5909	104,80	0,62
1 gasfabrieken												
03a benzineservice station	4671	65,48	0,31	9387	4,92	0,05	14081	15,74	0,22	18775	40,55	0,76
03b overige brandstoffen en benzine							3420	9,40	0,03	3420	1,91	0,01
04a chemische wasserij/stomerij	21228	3,16	0,07							10641	1,86	0,02
04b overige chemische wasserijen	52302	58,97	3,08									
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergrond)				4409	11,52	0,05	2204	3,00	0,01	2204	6,97	0,02
05b Overige tanks				10901	1,87	0,02	16351	52,11	0,85			
6 stedelijke ophooglaag (UBI=9999)				2991	2,92	0,01	12713	21,27	0,27	7478	13,59	0,10
08a dempingen				1251	13,62	0,02						
08b demping niet nader gespecificeerd				9663	53,96	0,52	19325	39,94	0,77	9663	118,01	1,14
11 defensieterreinen												
13 grootschalig (omvangrijke locatie)	5096	49,11	0,25	28531	40,64	1,16	44094	34,13	1,50	15563	20,22	0,31
14a kleinschalig duur				22503	48,64	1,09	37505	88,02	3,30	15002	1,15	0,02
14b kleinschalig goedkoop	2828	63,41	0,18	5721	8,98	0,05	5721	4,38	0,03	2860	1,36	0,00
Totaal			3,89			3,64			6,99			3

Categorie bodemsaneringslocatie	Dichloorpropanen			PCB (som van 7)			Tetrachlooretheen (per)			Xylenen		
	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som	Aantal	Mate MTR	Som
0b geen verwachting voor ernstige bodemverontreiniging				9387	59,46	0,56				177487	12,09	2,15
1 gasfabrieken												
03a benzineservice station							2286	2,40	0,01	20425	3,99	0,08
03b overige brandstoffen en benzine	10641	488,90	5,20				95528	232,89	22,25			
04a chemische wasserij/stomerij							87171	44,97	3,92			
04b overige chemische wasserijen							2196	97,72	0,21	6589	3,79	0,02
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergrond)												
05b Overige tanks				1496	374,87	0,56	722	77,33	0,06			
6 stedelijke ophooglaag (UBI=9999)												
08a dempingen												
08b demping niet nader gespecificeerd										4457	8,41	0,04
11 defensieterreinen				7781	1068,16	8,31	25479	221,11	5,63	30575	10,25	0,31
13 grootschalig (omvangrijke locatie)							7447	271,14	2,02	7447	8,79	0,07
14a kleinschalig duur				5721	94,13	0,54	2828	4,27	0,01	8484	3,73	0,03
14b kleinschalig goedkoop												
Totaal			5,20			9,97			34,11			2,71

Aantal = aantal blootgestelde personen

Mate MTR = mate van overschrijding MTRhuuman

Som = blootstellingssom in miljoenen (aantal blootgestelde personen x mate van overschrijding humane MTR)

BIJLAGE 4 Input in MKBA

MKBA tabel alles in miljoenen euro	algemene invoer prijs/jr	disconto%	eenmalig/jaarijks	nulalternatief hoeveelheid starttijd	eindtijd	alternatief 1 hoeveelheid starttijd	eindtijd	alternatief 2 hoeveelheid starttijd	eindtijd	alternatief 3 hoeveelheid starttijd
<i>uitvoering sanering</i>										
spoedlocatie	0,28	4	eenmalig	41,67	2006	2030	2006	2015	2006	2015
maatschappelijke rede	0,20	4	eenmalig	375,00	2006	2030	2006	2030		
saneringslocatie	0,20	4	eenmalig					1111,11	2006	2015
										1111,11
										208,33
										1291,67
										2006
										2006
										2006
baten										
<i>gezondheid</i>										
cadmium (1 spoedlocatie)	0,07	4	jaarlijks vanaf sanering	44,73	2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4		654,36	2006	2030	2006	2030	2006	2030
andere kar spoedlocatie	0,07	4	jaarlijks vanaf sanering	31,06	2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4		44,22	2006	2030	2006	2030	2006	2030
IQ verlies c spoedlocaties		4	jaarlijks vanaf sanering	1,14	2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4		15,14	2006	2030	2006	2030	2006	2030
drinkwatervoorziening										
spoedlocatie	0,98	4	jaarlijks vanaf sanering	0,40				4,00		15,00
overige locaties		4		4,60				0,00		
financieel economisch										
"- woningprijs NB hoev spoedlocatie	0,0134	4	eenmalig vanaf sanering	1010,10	2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4		6948,53	2006	2030	2006	2030	2006	2030
uitstralingseffect										
spoedlocatie	0,0040	4	eenmalig vanaf sanering		2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4			2006	2030	2006	2030	2006	2030
"grondprijs										
spoedlocatie	-0,4750	4	eenmalig vanaf sanering	30,30	2006	2030	2006	2015	2006	2015
overige locaties		4		198,53	2006	2030	2006	2030	2006	2030
								303,03	2006	303,03
								0,00	2006	551,47