



MNP Rapport 500122002/2007

**Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse van de Nederlandse
bodemsaneringsoperatie**

A.P. van Wezel, R.O.G. Franken, E. Drissen, C.W. Versluijs,
R. van den Berg

Herziene versie

© MNP 2007

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Milieu- en Natuurplanbureau, de titel van de publicatie en het jaartal.'

Voorwoord

Naar aanleiding van vragen is aan de Tweede Kamer een Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) over de bodemsaneringsoperatie toegezegd. Dit rapport is 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/VGC naar gezondheidsrisico's), door KIWA Water Research voor grondwater, door SEO Economisch Onderzoek voor economische aspecten en opzet van MKBA's voor geselecteerde casussen (mede begeleid door CPB), en door MMG Advies. De resultaten zijn via een review beoordeeld door een wetenschappelijke klankbordgroep met daarin vertegenwoordigers van CPB, GGD Amsterdam, VU, en Witteveen en Bos. De resultaten zijn middels een workshop voorgelegd aan de relevante maatschappelijke actoren. De studie is tot stand gekomen met de medewerking van diverse gemeentes, provincies, waterschappen en waterleidingbedrijven die gegevens beschikbaar hebben gesteld. Het MNP is alle partijen zeer erkentelijk voor hun bijdragen.

De onzekerheden in met name de gezondheidseffecten van het totaal aan bodemverontreinigingen en daarmee de baten bij bodemsanering zijn erg groot gebleken. Bij de huidige stand van de wetenschap is het niet mogelijk om nauwkeuriger ramingen te geven.

Een eerdere elektronische versie van dit rapport is op 11 december 2006 verstuurd naar de Tweede Kamer en op de website van MNP geplaatst. Deze eerdere versie van het rapport is per 13 december 2006 ingetrokken nadat bij een aanvullende interne kwaliteitscontrole bleek dat er een belangrijke fout was gemaakt bij de monetaarisering van de gezondheidsbaten en de drinkwaterbaten. Deze fout had verstrekkende consequenties voor de conclusies. In de huidige versie, de enige versie die in druk is verschenen, is deze fout hersteld. Daar de baten (in geld uitgedrukt) minder groot zijn dan in de eerdere foutieve versie werd aangegeven, zijn de onzekerheden rond de baten belangrijker geworden en daarom duidelijker in beeld gebracht. Bovendien is de structuur van het rapport in verband met de leesbaarheid en toegankelijkheid herzien.

Rapport in het kort

Deze Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse (MKBA) van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt vier alternatieven voor toekomstige investeringen. In het nulalternatief wordt de rijksbijdrage aan bodemsanering beëindigd, omdat (juridische) prikkels niet wijzigen gaan private partijen door met sanering. Daarnaast zijn drie beleidsalternatieven met verschillende aantallen te saneren locaties onderscheiden waarin het Rijk de sanering blijft faciliteren.

Bodemsanering levert baten op met betrekking tot gezondheid, drinkwatervoorziening, vastgoed, beleving en het ecosysteem. Veel Nederlanders tonen zich bezorgd over bodemverontreiniging.

De baten voor gezondheid, drinkwatervoorziening en vastgoed zijn in geld uitgedrukt. In hoeverre deze baten opwegen tegen de te maken kosten hangt mede af van de waardegeladen keuze voor de discontovoet. Bij een gebruikelijke discontovoet van 4% leveren alle beleidsalternatieven een licht negatief saldo. Niet in geld uitgedrukte baten (zoals ecologie) kunnen de afweging anders doen uitvallen. Omdat een belangrijk deel van de gezondheidsbaten buiten de zogenaamde spoedlocaties te halen is, pakt het alternatief waarin alle saneringslocaties aangepakt worden netto goed uit ondanks de hogere kosten.

Met een lagere discontovoet worden baten die in de toekomst blijven optreden (zoals gezondheid en drinkwatervoorziening) zwaarder meegewogen. Bij een discontovoet van 2% of lager leveren de drie beleidsalternatieven een positief saldo op ten opzichte van het nulalternatief. Met name de gezondheidsbaten zijn met onzekerheid omgeven. Dit kan reden zijn om een risico-opslag en daarmee een hogere discontovoet te hanteren, in dat geval leveren alle alternatieven een netto negatief saldo op. De weging van toekomstige kosten en baten middels en discontovoet is een politieke afweging.

De MKBA is uitgevoerd voor de gehele bodemsaneringsoperatie. Op onderdelen daarvan of op individuele locaties zal de afweging van kosten en baten anders uitvallen. De netto-baten van bodemsanering op een individuele locatie zijn behalve van de historische oorzaak en het type verontreiniging vooral afhankelijk van het bodemgebruik en de inwonerdichtheid.

De MKBA brengt de efficiëntie van de verschillende alternatieven in beeld. De afweging tussen deze kostenefficiëntie en de rechtvaardigheid naar individuele betrokkenen en toekomstige generaties is primair van politieke aard en is in deze analyse buiten beschouwing gelaten. Evenmin weegt deze MKBA de efficiëntie van het behalen van gezondheidsbaten via bodemsanering af tegen mogelijke baten van ander (milieu)beleid.

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

Abstract

The Netherlands Environmental Assessment Agency ‘Societal cost–benefit analysis for soil remediation operations in the Netherlands’, distinguishes four options for future investments. In the zero option government funding will be terminated. Because incentives, including legal ones, do not change, private parties will continue with remediation initiatives. Besides, three policy options are distinguished with government-finance.

Soil remediation does deliver benefits to human health, the drinking-water supply, housing, perceptions and the ecosystem. Much of the Netherlands population is concerned about soil contamination.

The benefits for health, drinking-water supply and housing are expressed in monetary terms. To what extent these benefits will weigh up to the money that will have to be spent will depend partly on the –value-taxed– discount rate chosen. Use of the current discount rate of 4% will mean a slightly negative balance whatever the policy option chosen. Focusing on non-material benefits, such as ecology, can cause the scales to tip in another direction.

If a lower discount rate is used, benefits that persist into the future, such as health and drinking-water supply, will tend to outweigh the costs. If the discount rate drops to 2% or less, all policy options may lead to a positive balance, i.e. above the zero option. Since a significant part of the health benefits can be realised outside the so-called urgent sites, the option in which all the remediation sites are tackled scores well on a net basis despite the higher costs. Particularly the health benefits that are veiled in uncertainty may be a reason for applying a surcharge and, in turn, a higher discount rate; in this case, all the options will lead to a net negative balance. Weighing up future costs and benefits by means of the discount rate is a political consideration.

This analysis was carried out for the whole soil remediation operation; however, weighing up costs and benefits on remediation components or for individual sites will produce other results. The net benefits of soil remediation on an individual site are – excluding historical causes and type of contamination – particularly dependent on the soil use and population density.

The essence of this societal cost–benefit analysis is to illustrate the efficiency of the different options. Weighing up efficiency against the fairness to individual actors is primarily a political factor in the discussion and has not been dealt with here. By the same token this analysis has not weighed up the efficiency of health benefits via soil remediation to the possible benefits of another (environmental) policy.

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

Inhoud

SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	15
2 LANDSDEKKEND BEELD BODEMVERONTREINIGING	17
2.1 Aanpak en analyse landsdekkend beeld bodemverontreiniging	17
2.2 Aantal (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties.....	18
2.3 Ligging (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties.....	20
2.4 Aard locaties en type verontreiniging	21
2.5 De MKBA-alternatieven	22
3 MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN-BATEN- ANALYSE	25
3.1 Verdeling van baten, discontering en tijd	26
4 KOSTEN VAN DE ALTERNATIEVEN	29
4.1 Uitgaven totnogtoe.....	29
4.2 Aanpak	30
4.3 Resultaten.....	30
5 BATEN VAN DE ALTERNATIEVEN	33
5.1 Gezondheidsbaten	33
5.1.1 Methode van kwantificering.....	33
5.1.2 Cadmium	35
5.1.3 Kankerverwekkende stoffen, met name benzeen	37
5.1.4 Lood.....	41
5.1.5 Overige stoffen	42
5.1.6 Onzekerheden	42
5.2 Baten voor drinkwatervoorziening.....	44
5.3 Vastgoedbaten.....	45
5.4 Beleving	48
5.5 Ecologische baten	52
6 WEGING VAN KOSTEN EN BATEN	57
7 CONCLUSIES	63
LITERATUUR.....	67
Lijst van afkortingen	73

BIJLAGE 1 Voorbeeldberekening	75
BIJLAGE 2 Aantal kankers per jaar voor verschillende kankerverwekkende stoffen en verschillende categorieën bodemsaneringslocaties	80
BIJLAGE 3 MTR-overschrijdingen voor een selectie van stoffen (hoogste bijdrage)	81
BIJLAGE 4 Input in MKBA.....	82

SAMENVATTING

Wegen de baten van bodemsanering op tegen de kosten?

Leiden de voorziene uitgaven aan bodemsanering in Nederland -in verschillende alternatieven- tot grotere welvaart? Dat is de centrale vraag in dit rapport over een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) van de bodemsaneringsoperatie in Nederland. In deze MKBA zijn de saneringskosten bepaald, en afgewogen tegen de baten van bodemsanering voor gezondheid, vastgoed, drinkwatervoorziening, beleving en het ecosysteem. Voor gezondheid, vastgoed en drinkwatervoorziening zijn de baten ook in geld uitgedrukt. De kosten en baten van bodemsanering zijn berekend over een periode van 100 jaar.

De MKBA brengt de efficiëntie van verschillende (beleids)alternatieven in beeld. Naast deze kostenefficiëntie speelt ook de rechtvaardigheid naar individuele betrokkenen en toekomstige generaties. De afweging tussen efficiëntie en rechtvaardigheid is vooral van politieke aard. Evenmin weegt deze studie de efficiëntie van het behalen van gezondheidsbaten via bodemsanering af tegen mogelijke baten van ander (milieu)beleid.

Keuze voor discontovoet waardegeladen, hoe zwaar wegen toekomstige baten of het onzekere rendement?

Discontering is nodig om kosten en baten in verschillende jaren met elkaar te kunnen vergelijken. De hoogte van de discontovoet heeft effect op de uitkomst. Bij een lagere discontovoet tellen baten die in de toekomst blijven optreden –gezondheid, drinkwatervoorziening- zwaarder. Een lagere discontovoet kan beargumenteerd worden vanuit de wens toekomstige baten zwaarder mee te wegen en de mogelijkheden van toekomstige generaties niet te beperken. Anderzijds is het rendement van investeringen onzeker bij baten die met onzekerheid zijn omgeven, waarmee gepleit kan worden voor een risico-opslag en daarmee een hogere discontovoet. In deze MKBA bodemsanering is, conform de OEI-richtlijn, uitgegaan van een discontovoet van 4% voor zowel kosten als baten. Mede gegeven de waardegeladenheid van deze weging is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de discontovoet (1 tot 7%).

Locaties met mogelijk ernstige bodemverontreiniging vooral in West- en Zuid-Nederland

De basis voor deze MKBA vormt het geactualiseerde landsdekkend beeld bodemverontreiniging, met informatie over puntbronnen van historische bodemverontreiniging, en saneringskosten. Hieraan is informatie over stoffen toegevoegd. Op circa 400.000 locaties in Nederland is de bodem mogelijk ernstig verontreinigd. De locaties liggen vooral in West- en Zuid-Nederland. De meeste mogelijk ernstig verontreinigde locaties liggen binnen bebouwd gebied, daarnaast liggen veel locaties in landbouwgebied. Als beslissingen van het bevoegd gezag in het verleden als maat worden genomen voor saneringen in de toekomst, dan zijn er circa 56.000 saneringslocaties met risico's voor de mens, het ecosysteem of voor verspreiding naar het grondwater bij huidig of toekomstig bodemgebruik. Op ongeveer 11.000 locaties is sprake van risico's bij het huidig gebruik, de zogenaamde spoedlocaties. Deze locaties zijn vooral gelegen om en nabij de grote steden.

Drie alternatieven voor toekomstige investeringen

Deze MKBA van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt naast het nulalternatief drie alternatieven voor toekomstige investeringen voor bodemsanering.

- 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. Totaal betreft het 10.000 saneringen tot 2030.
- In het alternatief ‘huidig beleid’ zijn uiterlijk in 2015 bij alle 11.000 spoedlocaties maatregelen genomen om risico’s weg te nemen of te beheersen. Het Rijk faciliteert tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op saneringslocaties, waar bodemverontreiniging tot stagnatie leidt. In totaal betreft het 25.000 saneringen.
- In het tweede beleidsalternatief beperkt het bodemsaneringsbeleid zich tot het aanpakken van de 11.000 spoedlocaties, naast het doorgaan van de private saneringen conform het nulalternatief. Totaal betreft het 20.000 saneringen.
- In het derde beleidsalternatief tenslotte richt het beleid zich op alle saneringslocaties, ook die waar geen stagnatie optreedt. Totaal betreft het 56.000 saneringen.

Kosten bodemsanering tot 12 miljard euro voor 2030

De geschatte kosten voor de 56.000 saneringslocaties bedragen bijna 12 miljard euro tot 2030. Voor de 11.000 spoedlocaties gaat het om circa 3 miljard euro tot 2015. De mediane saneringskosten bedragen 16 euro per m², de gemiddelde kosten liggen hoger met 145 euro per m² vanwege een scheve verdeling van de saneringskosten. Voormalige gasfabrieken, defensieterreinen en chemische wasserijen zijn relatief duur om te saneren.

Gezondheidsbaten onzeker maar mogelijk aanzienlijk

De onzekerheden in met name de gezondheidseffecten van het totaal aan bodemverontreinigingen en daarmee de baten bij bodemsanering zijn erg groot gebleken. Bij de huidige stand van de wetenschap is het niet mogelijk om nauwkeuriger ramingen te geven.

In deze MKBA zijn de gezondheidseffecten verdisconteerd voor blootstelling aan cadmium, lood en kankerverwekkende stoffen, anders dan cadmium. Voor niet-kankerverwekkende stoffen zijn de effecten niet te kwantificeren, waarschijnlijk aanzienlijk geringer en niet meegenomen in de gezondheidsbaten. Per saldo worden de wel meegenomen baten als een goede schatting gezien voor het totaal aan te behalen gezondheidsbaten.

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. De studie is aan kritiek onderhevig. Vertaling van epidemiologische studies naar andere gebieden introduceert onzekerheden, daarnaast is de gevolgde groep relatief beperkt. Ziekteregeerstraties en specifieke studies naar blootstelling in de Nederlandse Kempen wijzen niet op een verhoogde incidentie of te hoge blootstelling. Hieruit is geconcludeerd dat de

gezondheidsbaten van sanering van alle spoed- en saneringslocaties met cadmium kan variëren van nihil tot enkele honderden vermeden kankergevallen jaarlijks.

Voor andere stoffen ontbreken epidemiologische studies. Gezondheidsbaten voor andere kankerverwekkende stoffen zijn bepaald met blootstellingmodellen, per stof, per categorie locaties en per bodemgebruik en rekening houdend met het aantal blootgestelden.

Bodemsanering van alle spoed- en saneringslocaties kan circa 80 vermeden kankergevallen per jaar opleveren, merendeels toe te schrijven aan benzeen bij locaties met benzinstations en overige brandstoffen.

Ook de gezondheidsbaten van bodemsanering van alle spoed- en saneringslocaties als gevolg van blootstelling van kinderen van nul tot vier jaar aan lood in de bodem, uitgedrukt als IQ-verlies, zijn aanzienlijk (3550-8900 IQ-punten per jaar). De belangrijkste verliezen treden op bij locaties met tanks en de categorie benoemd als niet nader gespecificeerde grootschalige of kleinschalige verontreinigde locaties.

Aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten lijkt te behalen buiten de 11.000 spoedlocaties

In deze studie zijn op basis van de informatie over de verontreinigingscontouren (stofinformatie) meer spoedlocaties (gezondheidsrisico bij huidig bodemgebruik) berekend (40.000), dan de 11.000 spoedlocaties die berekend zijn bij extrapolatie naar de toekomst van beslissingen van het bevoegd gezag in het verleden. Een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten is daardoor te behalen buiten de 11.000 spoedlocaties. Kanttekening is dat de beschikbare informatie over verontreiniging mogelijk niet representatief is door een oververtegenwoordiging van locaties met interventiewaarde-overschrijdingen en daarmee mogelijk een overschatting van de gezondheidsbaten.

Baten voor drinkwatervoorziening hangen af van keuze voor alternatieve winning of zuivering

Er zijn 194 Nederlandse waterwingebieden, in 79 daarvan bevinden zich een of meerdere mogelijk ernstig verontreinigde locaties. De jaarlijkse bruto baten zijn geschat op 0,02 tot 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied, afhankelijk van de keuze voor alternatieve waterwinning of zuivering. De baten van het tegengaan van verspreiding van verontreiniging in grondwater (zoals bedrijfsvestiging 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.

Vastgoedbaten voor nieuwe woningen op binnenstedelijke saneringslocaties

De vastgoedbaat van bodemsanering bestaat uit de invloed op de prijs van nieuwe woningen, 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 netto-baten door de toename in waarde van de grond, de waarde van de woningen die kunnen worden gebouwd, en het uitstralingseffect op de omliggende bebouwing zijn aanzienlijk. De baat van zuiniger ruimtegebruik kan op bepaalde locaties aanzienlijk zijn maar is binnen deze landsdekkende MKBA niet verder gemonetariseerd, evenals een mogelijke baat voor sanering bij bestaande woningen.

Ecologische schade, hogere kwetsbaarheid op circa 160.000 hectare

De baten voor ecologische effecten en beleving zijn wel gekwantificeerd maar niet gemonetariseerd en dus niet meegenomen in de kosten-batenafweging. 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. Tolerantere soorten zullen de opengevallen niches bezetten, waardoor ecosystemen kwetsbaarder worden en de biodiversiteit afneemt. Bovendien kan bodemverontreiniging een belemmering vormen voor natuurontwikkeling. Op circa 160.000 hectare wordt de milieutoxicologische norm overschreden, van deze gebieden ligt slechts een beperkt gedeelte in natuurgebieden. Van de stoffen PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium leveren de twee eerstgenoemde stoffen over een groot oppervlak en op veel locaties een probleem op, voor lood of zink zijn de negatieve effecten het grootst.

Veel Nederlanders bezorgd over bodemverontreiniging

Ruim 1200 Nederlanders zijn gevraagd naar hun zorgen om omgevingsrisico's waaronder bodemsanering. Relatief veel Nederlanders zijn ernstig bezorgd over bodemverontreiniging, vergelijkbaar met de mate van bezorgdheid 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. Respondenten vinden vooral de waarschijnlijkheid en de ernst van belang. Aan overige factoren die de beleving van (milieu)risico's beïnvloeden (eigen controle, vertrouwen in overheid, aantal getroffen, effectiviteit maatregelen) wordt een lager gewicht toegekend.

De MKBA geeft geen robuuste voorkeursvolgorde aan voor één van de alternatieven

De MKBA geeft geen robuuste voorkeursvolgorde voor één van de onderzochte alternatieven. De keuze van de disconteringsvoet, monetaire waardering van fysieke baten en de wijze van omgaan met de onzekerheid in de kosten en baten zijn bepalend voor deze voorkeursvolgorde.

Bij discontovoet 4% leveren alle beleidsalternatieven een –licht- negatief saldo

Bij een waardering van een verloren levensjaar van 70.000 euro, een discontovoet van 4% en de bovengrenzen van de gezondheidsbaten, leveren alle beleidsalternatieven een -licht-negatief saldo op over de komende 100 jaar (netto contante waarde, tabel A) in de volgorde alternatief 2 (-580 miljoen euro), 1 (-600 miljoen euro) en 3 (-750 miljoen euro). De onzekerheid in de kosten en baten zijn groot en daarmee de mogelijkheid van een positief en negatief saldo. De niet-gemonetariseerde baten (ecologie, verspreiding, zuiniger ruimtegebruik) kunnen de afweging anders doen uitvallen.

Omdat een belangrijk deel van de gezondheidsbaten buiten de spoedlocaties te halen is, pakt het alternatief waarin alle saneringslocaties aangepakt worden netto goed uit ondanks de hogere kosten.

Tabel A. Kosten, baten en saldo per alternatief, bij discontovoet 4% en waardering verloren levensjaren van 70.000 euro (contante waarde in miljoenen euro, periode 2007-2107)

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Kosten				
Saneringskosten	1.400 (530-1.600)	4.500 (1.700-4.900)	3.800 (1.400-4.200)	8.500 (3.200-9.400)
Baten				
Gezondheid	210-1.000	870-2.800	790-2.300	1.400-5.800
wv longkanker cadmium	0-630	0-1.500	0-1.200	0-3.500
wv overige kankers	100	600	570	780
wv IQ verlies	110-280	270-680	210-540	620-1.550
Drinkwater	1-40	2-100	2-80	6-220
Vastgoed	270 (-10 - +540)	950 (-30 - +1.900)	830 (-30 - +1.700)	1.700 (-50 - +3.400)
Overige baten (ecologie, verspreiding, zuiniger ruimtegebruik)	pm	pm	pm	pm
Netto-saldo	-90 + pm (-1.400 - +1.100)	-600 + pm (-4.100 - +3.200)	-580 + pm (-3.500 - +2.700)	-750 + pm (-8.000 - +6.300)

Bij lagere discontovoet netto-baten beleidsalternatieven hoger dan nulalternatief

Wanneer de baten in de toekomst zwaarder worden meegewogen leveren de beleidsalternatieven een positief saldo voor de bovengrenzen van de gezondheidsbaten. Bij een discontovoet van 2% of lager leveren de drie beleidsalternatieven een positief saldo op ten opzichte van het nulalternatief (Tabel B). Bij een discontovoet van 7% leveren alle alternatieven een netto negatieve baat op in de komende 100 jaar. Ook wanneer aan verloren levensjaren een lagere waarde wordt toegekend van 20.000 of 10.000 euro, of wanneer de gezondheidsbaten lager zijn dan de gegeven bovengrenzen, zijn de netto-baten bij alle alternatieven en alle discontovoeten al snel negatief.

In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten hoger dan de vastgoedbaten en de baten voor drinkwatervoorziening. De baten voor vastgoed en drinkwatervoorziening samen wegen in geen enkel alternatief en bij geen enkele discontovoet op tegen de te maken kosten.

Netto-baten van bodemsanering zeer variabel van geval tot geval

De MKBA is uitgevoerd voor de gehele bodemsaneringsoperatie. Zoals ook uit het onderzoek naar MKBA's op individuele casussen is gebleken, zal de afweging van kosten en baten op onderdelen van de operatie of individuele locaties anders uitvallen. De netto-baten van bodemsanering zijn afhankelijk van de historische oorzaak en het type verontreiniging, de wijze sanering, het huidige bodemgebruik en de inwonerdichtheid. Specifieker kan hier gewezen worden op de gevallen waar de grootste gezondheidsbaten te behalen zijn: lood (defensie terreinen, benzineservicestations), benzeen (benzineservicestations) en cadmium (grootschalige industriële clusters). Nader onderzoek, met uitgebreidere informatie over verontreinigingsniveaus, is zinvol om nadere differentiatie aan te brengen.

Tabel B. Netto-saldo bij verschillende discontovoeten (netto contante waarde in miljoenen euro, bovengrens onzekere gezondheidsbaten 2007-2107)

Discontovoet	Nulalternatief	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3
1%	1.800 + pm	4.400 + pm	3.500 + pm	10.000 + pm
2%	760 + pm	1.700 + pm	1.300 + pm	4.100 + pm
3%	210 + pm	210 + pm	90 + pm	970 + pm
4%	-90 + pm	-600 + pm	-580 + pm	-750 + pm
7%	-410 + pm	-1.500 + pm	-1.300 + pm	-2.600 + pm

Tabel C. Baten uitgedrukt in fysieke eenheden

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Cadmium ¹	0-500	0-1.200	0-900	0-2.900
Carcinogenen ²	80	400	400	600
Lood ³	400-1.000	1.400-3.600	850-2.100	3.600-8.900
Betrokken waterwingebieden	2	5	3	13

1) Verhoogde longkankerincidentie, jaarlijks vermeden DALY-verlies bij volledige uitvoering van sanering

2) Verhoogde kankerincidentie, jaarlijks vermeden DALY-verlies bij volledige uitvoering van sanering

3) Verlies van IQ-punten bij blootgestelde kinderen

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 kosten-batenanalyses (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 efficiëntievraag 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 tot meer efficiënte en effectieve regelgeving te komen.

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-batenanalyse (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.

De maatschappelijke kosten-batenanalyse 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.

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

Hoofdstuk 2 beschrijft de toestand buiten, het landsdekkend beeld bodemverontreiniging, resulterend in vier alternatieven die in deze MKBA zijn beoordeeld. Hoofdstuk 3 gaat kort in de op de MKBA en de algemene aanpak. Hoofdstuk 4 geeft de resultaten van de kosten en hoofdstuk 5 beschrijft de resultaten van de diverse baten, inclusief de discussie over deze resultaten. Hoofdstuk 6 beschrijft de afweging van de kosten en de baten en tenslotte geeft hoofdstuk 7 de conclusies.

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 LANDSDEKKEND BEELD BODEMVERONTREINIGING

2.1 Aanpak en analyse landsdekkend beeld bodemverontreiniging

Met het landsdekkend beeld bodemverontreiniging (Kernteam landsdekkend beeld, 2005) is in beginsel een goed beeld over de bodemverontreiniging in Nederland beschikbaar. Het landsdekkend beeld vormt de basis voor de MKBA bodemsanering.

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 (Versluijs et al., 2007).

Informatie over stoffen en gehalten per locatie, verkregen via bevoegde overheden, is vervolgens toegevoegd voor deze MKBA (Versluijs et al., 2007). Voor 4.600 locaties (6.100 contouren) in bodem, en 2.600 locaties (3.400 contouren) in grondwater, is informatie voorhanden over het type stof. Voor bijna 3.100 grondcontouren en bijna 1.900 grondwatercontouren is er informatie over de (meestal maximale) gehalten per contour. 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 -circa 200.000- een representatief beeld vormt.

Voor ruim 3.800 locaties zijn in eerdere projecten gegevens over kosten van bodemsanering verzameld (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.

Analyses van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging vonden plaats binnen verschillende categorieën¹ (gasfabrieken, benzinstations, chemische wasserijen, tanks, dempingen, grootschalig, kleinschalig, defensieterreinen) 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. Dit is uitgevoerd met het zogenaamde kostenmodel, waarin

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).

doorstroompercentages van de ene naar de andere fase in het onderzoek van een locatie met bodemverontreiniging zijn bepaald (3B, 2005). Het doorstroompercentage geeft de kans dat een locatie doorgaat naar een de volgende fase in het onderzoeks- en saneringstraject.

Met hulp van GIS analyses is de ligging van (mogelijke) bodemsaneringslocaties bepaald ten opzichte van natuurgebieden (EHS en VHR), grondwaterwingebieden en plaatsen waar kinderen verblijven (scholen, kinderdagverblijven et cetera). Voor bodemgebruik is de CBS bodemstatistiek gebruikt (2000), voor toekomstig bodemgebruik een projectie van het grondgebruik in 2040 (MNP, 2006c), voor grondprijzen IBIS (2004), voor werklocaties LISA (2005), en voor wonen ACN.

2.2 Aantal (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties

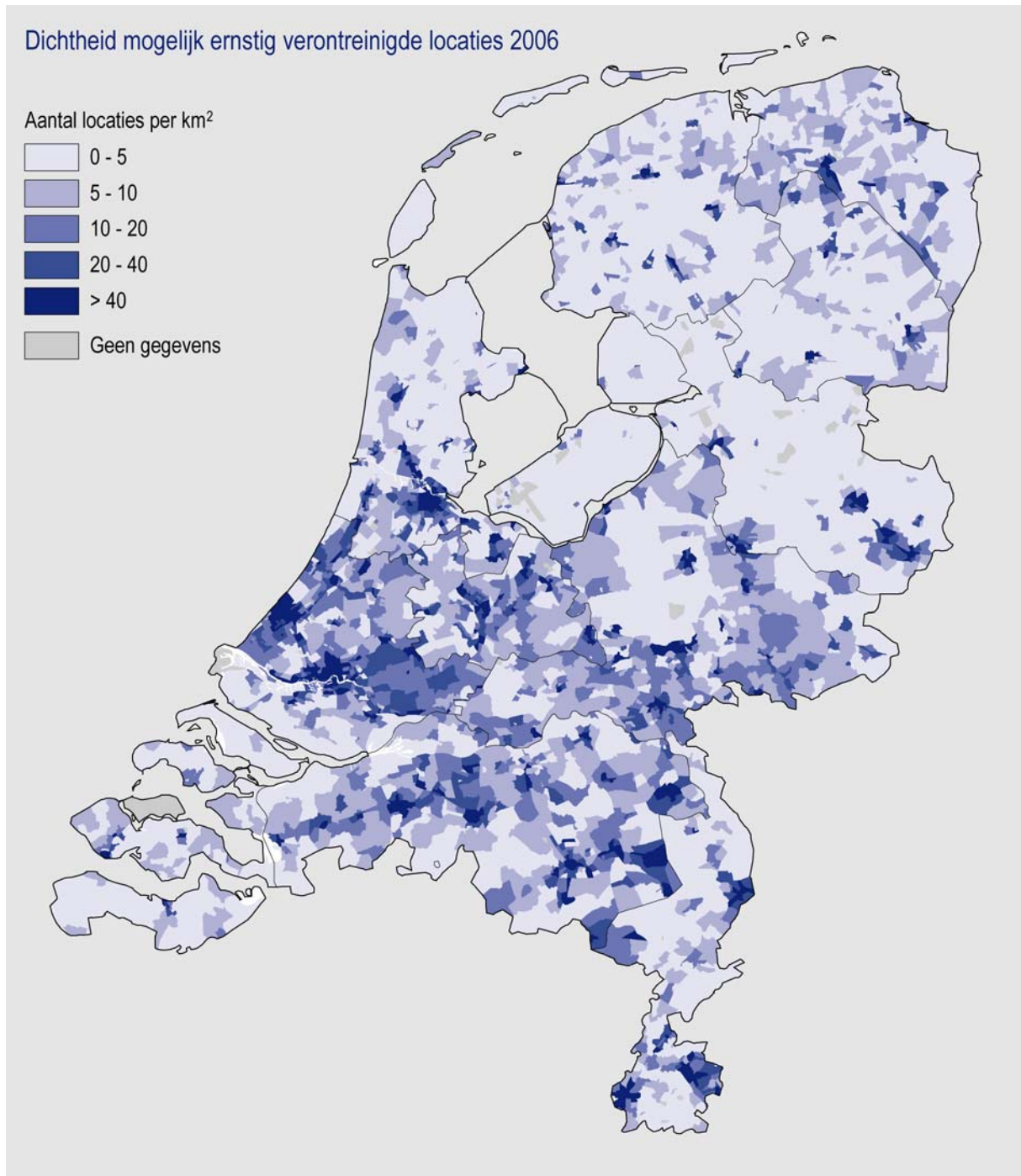
Op circa 400.000 locaties in Nederland is de bodem mogelijk ernstig verontreinigd. Dit blijkt uit historisch onderzoek naar mogelijk verontreinigende activiteiten via onder andere Hinderwetvergunningen en bestanden uit Kamers van Koophandel (Versluijs et al., 2007). De locaties liggen vooral in West- en Zuid-Nederland (Figuur 2.1.).

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, de saneringslocaties (Versluijs et al., 2007). 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 risico's voor het huidig gebruik, de spoedlocaties (Versluijs et al., 2007). Dit aantal is berekend op basis van cijfers van het bevoegde gezag over het aantal locaties binnen een categorie dat na verschillende opeenvolgende onderzoeken uiteindelijk gesaneerd wordt. Deze locaties zijn vooral gesitueerd in en nabij de grote steden. Het beleidsdoel is om deze 'spoedlocaties' voor 2015 te saneren (zie tekstbox in paragraaf 2.5.).

Op basis van gegevens over verontreinigingcontouren en bijhorende gehalten aan stoffen, en gegevens in het landsdekkend beeld bodemverontreiniging zou op circa 120.000 locaties een interventiewaarde worden overschreden. Op circa 40.000 locaties is, als gevolg van het actuele bodemgebruik, sprake van overschrijding van het MTR_{humaaan} en daarmee mogelijk van een spoedlocatie. Dit verschilt dus aanzienlijk van de 11.000 berekend met het kostenmodel (zie vorige alinea en Versluijs et al., 2007). Beide berekeningen verschillen in de landelijke dekking, omvang en samenstelling van de databases. De stoffendatabase is mogelijk onvoldoende representatief, met een waarschijnlijke oververtegenwoordiging van contouren met gehalten boven de interventiewaarde. Een overschrijding van de interventiewaarde houdt niet altijd in dat er ook daadwerkelijk een vervolgactie door het

bevoegd gezag op die locatie wordt gepland, bijvoorbeeld als gevolg van locatiespecifieke omstandigheden.



Figuur 2.1. Ligging 400.000 locaties met mogelijk ernstig verontreinigde bodems, de 'werkvoorraad'

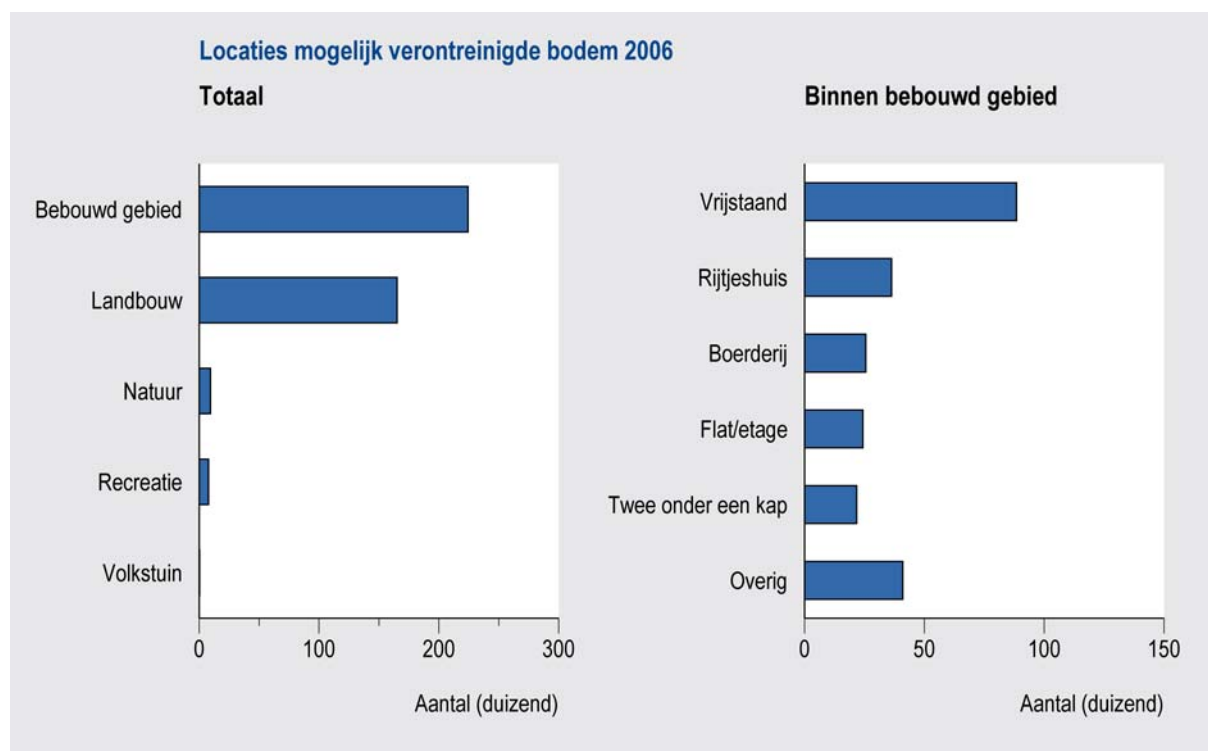
2.3 Ligging (mogelijk) ernstig verontreinigde locaties

De meeste “mogelijk ernstig verontreinigde” locaties (400.000) liggen binnen bebouwd gebied (55%), daarnaast liggen veel locaties in landbouwgebied (40%) (Figuur 2.2.). 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 waar kinderen verblijven, zoals kinderopvang en basis- en middelbaar onderwijs, is er meestal (75%) één mogelijk ernstig verontreinigde locatie, soms (18%) twee of meer. Speelterrinen 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 mogelijke spoedlocaties. In 79 van de 194 waterwingebieden bevinden zich één of meer mogelijk ernstig verontreinigde locaties. Het betreft in circa twee waterwingebieden een mogelijke 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.



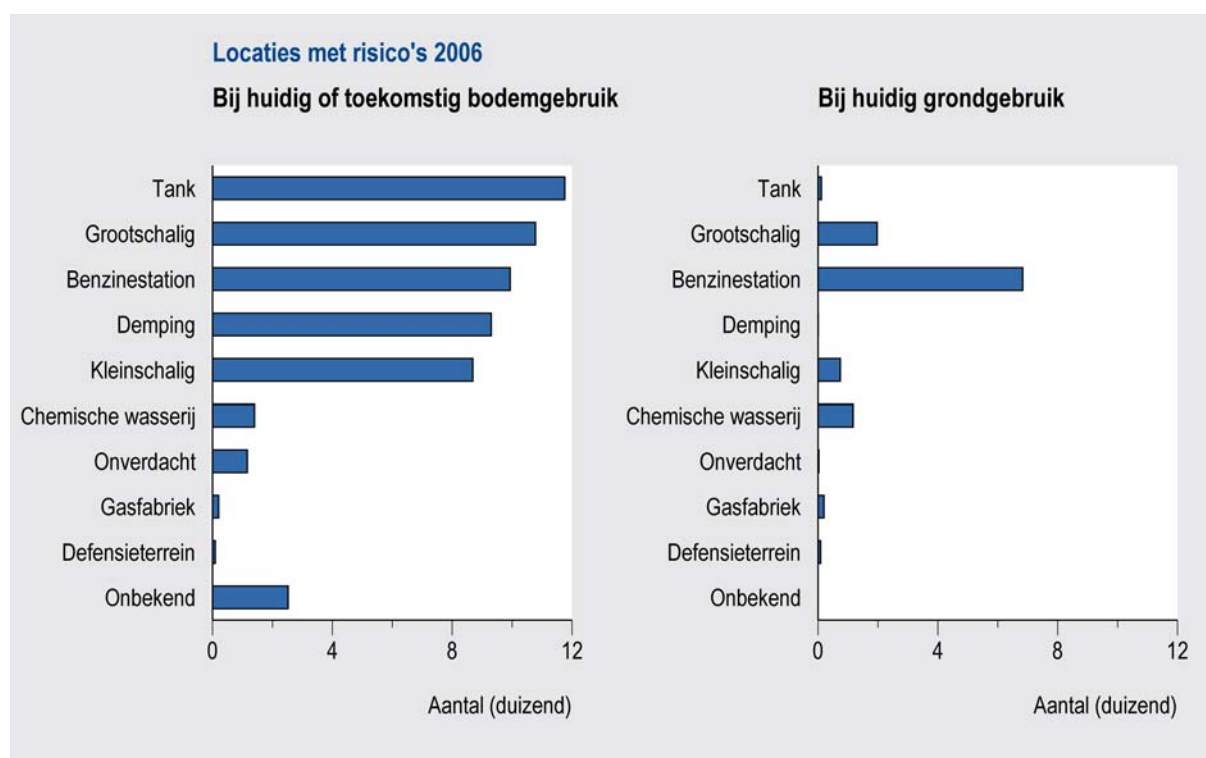
Figuur 2.2. Verdeling van mogelijk verontreinigde locaties over verschillende vormen van bodemgebruik en huizentypen

2.4 Aard locaties en type verontreiniging

De circa 56.000 saneringslocaties zijn vooral benzinstations, dempingen, tanks, en diverse kleinschalige (bijvoorbeeld metaalmeubelfabriek, handelsdrukkerij, transportbedrijf, spoorwegemplacement) en grootschalige (bijvoorbeeld stortplaats puin- en bouwafval, fabrieken) verontreinigingen. Bij de met spoed te saneren locaties domineren benzinstations, verder zijn chemische wasserijen en diverse grootschalige verontreinigingen belangrijk (Figuur 2.3.). 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.

De meest voorkomende verontreinigingen zijn benzeen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), asbest, cyaniden, minerale olie, zware metalen, tri- en tetrachlooretheen, trans-1,2-dichlooretheen, xylenen en aromatische oplosmiddelen. Voor deze stoffen worden relatief frequent forse overschrijdingen van de interventiewaarden in de bodem 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., 2007).



Figuur 2.3. Verdeling saneringslocaties (risico's bij huidig of toekomstig bodemgebruik) en spoedlocaties (risico's bij huidig bodemgebruik) over categorieën

2.5 De MKBA-alternatieven

Deze MKBA van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt, op basis van de informatie van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging naast het nulalternatief drie 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 (van de 11.000) spoedlocaties (zie tekstbox).

Het aantal spoedlocaties is relatief minder groot dan het aandeel in het totale aantal saneringslocaties (20%) omdat de markt meer oog heeft voor de financieel-economische baten dan voor de gezondheidsbaten, die in het geding zijn bij de spoedlocaties.

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 11.000 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 tevens 14.000 locaties om maatschappelijke redenen

Spoedlocaties

Spoedlocaties zijn gedefinieerd als locaties waar het huidig bodemgebruik onaanvaardbare risico's voor mens of ecosysteem oplevert of de verontreiniging zich in onaanvaardbare mate verspreidt (VROM, 2006d). Voor de mens kunnen, meteen of na langdurige blootstelling, negatieve gezondheidseffecten optreden. Ook hinder, zoals huidirritatie of stank veroorzaakt door bodemverontreiniging, leidt tot de aanwijzing als spoedlocatie. In het geval van ecosystemen is sprake van een spoedlocatie als de biodiversiteit of kringloopfuncties aangetast zijn, of stapeling van stoffen in de voedselketen plaatsvindt. Van belang hierbij is de ligging in een ecologisch waardevol gebied, zoals de EHS, landbouwgebied of openbaar groen van voldoende omvang.

Van onaanvaardbare risico's van verspreiding van verontreiniging is sprake in geval van een drijfslag of een zaklaag in het grondwater, of wanneer door activiteiten en processen in de bodem de verontreiniging zich verplaatst, of wanneer een bepaald volume verontreinigd grondwater (6.000 m³) wordt overschreden.

Alternatief 2: spoedlocaties

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

- looptijd tot 2015/2030
- 11.000 spoedlocaties en 9.000 locaties om maatschappelijke redenen

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 locatie met een ernstige bodemverontreiniging.

Tabel 2.1 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 reden	9.000	14.000	9.000	14.000
Overige locaties met ernstig en urgente bodemverontreiniging	-	-	-	31.000
Totaal	10.000	25.000	20.000	56.000

3 MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN-BATEN-ANALYSE

Om de verschillende beleidsalternatieven te kunnen vergelijken en het daarmee mogelijk te maken te kiezen, wordt een MKBA opgesteld. Een MKBA geeft een overzicht van kosten en baten van een project of beleidsplan, en drukt deze zo mogelijk uit in geld uit. Naast financieel-economische baten worden ook effecten waarvoor geen markt bestaat, zoals gezondheidseffecten, beleving en effecten op natuur, meegenomen.

De MKBA 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.

Tabel 3.1. geeft een overzicht van de gekwantificeerde kosten en baten.

Tabel 3.1 Overzicht van gekwantificeerde effecten op landsdekkend niveau

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

Tabel 3.2 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 Ophooglaag/demping	Defensierrein		

MKBA's voor individuele bodemsaneringlocaties, oefenen voor landsdekkende MKBA

Voor 17 gevallen van bodemverontreiniging zijn MKBA's uitgevoerd, verdeeld over stedelijk gebied, landelijk gebied, bedrijventerreinen en omvangrijke grondwaterverontreiniging (Tabel 3.2.). De geselecteerde gevallen werden geacht representatief te zijn voor belangrijke groepen van de operatie. 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), economische effecten (Rosenberg et al., 2006) en ecologische effecten (Rutgers et al., 2006a).

Door Rosenberg et al. (2006) is de nog onvolledige informatie in een MKBA per casus bijeengebracht. De inschatting van de gezondheidsbaten ontbrak nog, deze is voor een viertal casussen later alsnog geleverd (Park en Baars, 2006). 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. Uit Rosenberg et al. (2006) wordt duidelijk dat in zoverre de baten opwegen tegen de kosten dat te maken heeft met betere benutting van de locatie, meestal veroorzaakt door waardevermeerdering van woningen, direct op en rond de locatie. Sanering in stedelijk gebied maakt het mogelijk dat er ook baten van functieverandering ontstaan. Die baten kunnen in beperkte mate de kosten van sanering opvangen. In een aantal gevallen blijken de vereiste beheerskosten (en kosten als gevolg van regelgeving) hoger uit te vallen dan de saneringskosten, waarmee sanering voor de hand ligt (bijvoorbeeld schietbanen/kogelvangsters).

Wat betreft de verdeling van de kosten en de baten blijkt uit de MKBA's op casusniveau dat de gezondheidsbaten vaak bij een andere partij terechtkomen dan de partij die de kosten voor haar rekening neemt.

Met deze MKBA's voor individuele bodemsaneringsgevallen bleek het als gevolg van het ontbreken van informatie 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 casussen niet, zie daarvoor de betreffende rapportages.

3.1 Verdeling van baten, discontering en tijd

De kosten van sanering zijn eenmalig. De baten kunnen jaarlijks terugkerende baten zijn die tellen vanaf het moment van sanering (bijvoorbeeld gezondheidsbaten) of eenmalige baten

(bijvoorbeeld vastgoedbaten). De kosten en baten worden berekend vanaf sanering over een periode van 100 jaar (vanaf 2007 tot en met 2106).

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 tellen de kosten en baten één jaar later voor 96% mee. Nederlandse MKBA's gebruiken vaak een discontovoet van 4% (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 nu 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% (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, 3 en 7% voor alle kosten en baten). Wanneer toekomstige baten onzeker zijn, is ook het rendement van de investering onzeker. Het is gebruikelijk om dan aan de discontovoet een risicofactor (3%) toe te voegen ($4+3=7\%$). Wanneer de onzekerheid gekend is, is het zuiverder deze onzekerheid te verrekenen door een gevoeligheidsanalyse op de MKBA uit te voeren -rekenen met de onderkant van de bandbreedte van de baat- omdat de onzekerheid de hoogte van de baat betreft en niet de tijdsperiode waarin deze optreedt. Een lagere discontovoet kan gemotiveerd worden vanuit ethische argumenten, vanuit de wens toekomstige baten zwaarder mee te wegen en om de milieugebruiksruimte van 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 (laag voor gezondheid, hoger voor benodigde investering) 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, waardoor uitstellen van investering lonend lijkt (Weinstein en Staton, 1977).

4 KOSTEN VAN DE ALTERNATIEVEN

4.1 Uitgaven totnogtoe

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 1.000 locaties per jaar gesaneerd. De gemaakte saneringskosten zijn vooral besteed aan benzinstations, 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 relatieve 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. Aparte specificaties van de kosten van nazorg in het landsdekkend beeld bodemverontreiniging ontbreken.

4.2 Aanpak

Voor circa 3.800 locaties die reeds gesaneerd zijn, is informatie beschikbaar over de saneringskosten (Versluijs et al., 2007). Voor het schatten van de totale onderzoeks- en 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. Hiervoor is een correctie uitgevoerd (Versluijs et al., 2007).

Deze saneringskosten betreffen voornamelijk het traject van onderzoek tot en met sanering. De schatting van kosten is inclusief de kosten van nazorg voor zover ze opgenomen zijn in de kosten van afgesloten saneringen. Versluijs et al. (2007) merken op dat de kosten voor nazorg en asbestsanering ondervertegenwoordigd zijn. Gegeven de grootschalige toepassing van asbest in gebouwen zal de aanwezigheid van asbest op vrijwel alle locaties in de werkvoorraad tot een kostenverhoging kunnen leiden. Deze verhoging is geschat op 10-30% (Tauw et al., 2003).

In de opgave van de vastgelegde uitgaven aan saneringskosten zijn wel de primaire investeringen voor nazorg opgenomen en de jaarkosten voor exploitatie en onderhoud, maar niet de gekapitaliseerde nazorgkosten en de risicodekking.

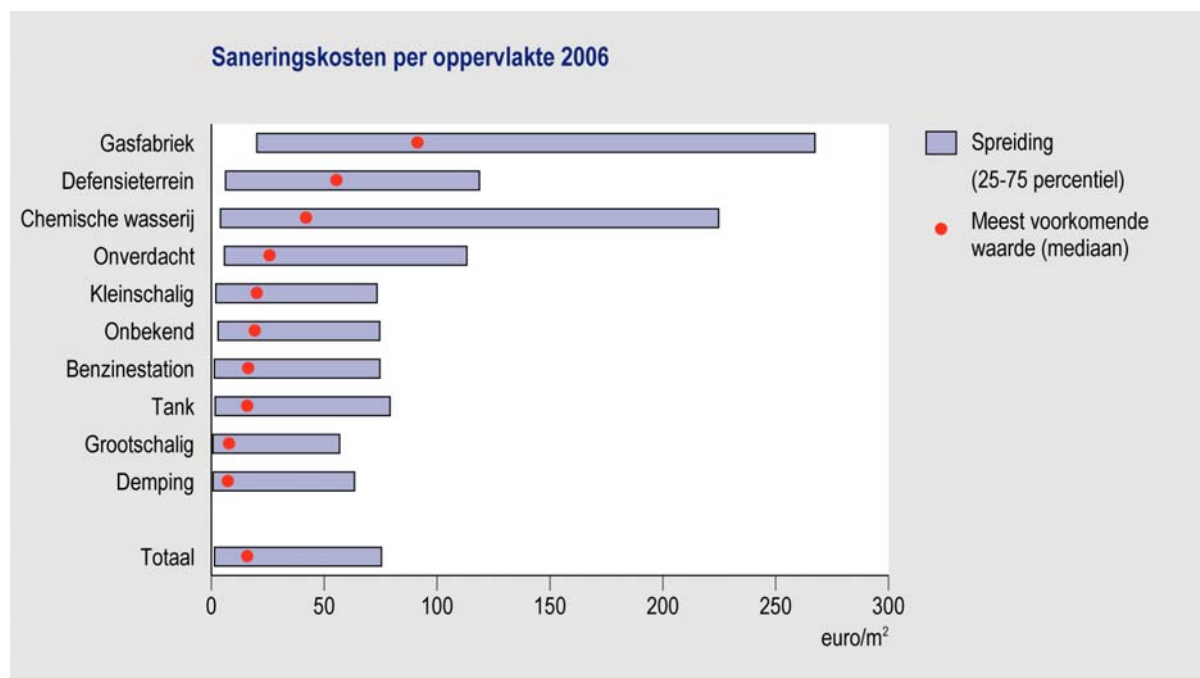
Door combinatie met de hoeveelheid te saneren locaties zijn de totaal benodigde onderzoeks- en saneringskosten bepaald.

4.3 Resultaten

De mediane saneringskosten bedragen 16 euro per m²; gemiddelde kosten liggen hoger met 145 euro per m² vanwege een scheve verdeling van saneringskosten (80% van de kosten bij 20% van de saneringen). De onzekerheid in de geschatte kosten voor een individuele locatie is groot. De grote spreiding in saneringskosten binnen categorieën is gerelateerd aan onder andere het gebruik van verschillende saneringsmethoden, type en intensiteit van het bodemgebruik, en bodemtype. Er is echter onvoldoende informatie om hier statistisch zinvolle uitspraken over te doen. Gasfabrieken, defensie terreinen en chemische waterrijen zijn relatief duur om te saneren (Figuur 4.1.).

De geschatte kosten voor de totale bodemsaneringsoperatie (onderzoek en sanering), waarbij circa 56.000 locaties zullen worden gesaneerd, bedragen cumulatief ongeveer 12 miljard euro tot 2030 (Versluijs et al., 2007). De kosten zijn inclusief de kosten voor onderzoek van locaties die uiteindelijk niet worden gesaneerd. 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. De verschillen in gemiddelde saneringskosten tussen spoedlocaties en alle locaties zijn te verklaren uit het verschil in samenstelling over de categorieën. De geschatte totale kosten zijn

onzeker als gevolg van vragen bij de representativiteit van de kosten van de tot nu toe uitgevoerde saneringen en de onzekerheid in de te saneren aantallen locaties en de fasering daarin.



Figuur 4.1. Saneringskosten per vierkante meter voor verschillende categorieën bodemsaneringlocaties

Als bandbreedte voor de kosten is in deze studie als bovengrens gekozen voor de 95%-betrouwbaarheid van de gemiddelde kosten en als ondergrens voor het gemiddelde van de kosten nadat 5% van de duurste saneringen zijn weggelaten (5% begrensde gemiddelde). Hierbij komen de gemiddelde kosten van de sanering van een locatie op 261.000 euro met een bandbreedte van 98.000 tot 289.000 euro.

In de berekeningen met het kostenmodel is nog geen gebruik gemaakt (kunnen worden) van de informatie over de stoffen. Mogelijk kan daardoor in het kostenmodel sprake zijn van een onderschatting van het aantal sanerings- en/of spoedlocaties en daarmee de kosten. Een factor die de saneringskosten beïnvloedt, maar vooralsnog als constante waarde beschouwd is, is de technologie-ontwikkeling met betrekking tot sanering. Als gevolg van voortschrijdende technologie-ontwikkeling zou verwacht mogen worden dat saneren per eenheid goedkoper wordt.

De jaarlijkse apparaatskosten worden geschat op 17 miljoen euro, niet verwaarloosbaar, maar een beperkt deel van de totale kosten. Kosten die niet zijn gekwantificeerd omdat gegevens daarover niet beschikbaar waren, maar ook als een beperkt deel van de totale kosten worden gezien, zijn de directe gevolgen van de sanering zelf, bijvoorbeeld overlast door geluid en stank.

De kosten per jaar zijn voor de verschillende alternatieven gegeven in Tabel 4.1.

Tabel 4.1. Saneringskosten voor de verschillende alternatieven in miljoenen euro (gemiddelde, bandbreedte), al dan niet verdisconteerd (netto contante waarde, 2007-2107, discontovoet 4 %)

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Kosten (niet verdisconteerd)	2.000 (750-2.200)	5.800 (2.200-6.400)	4.800 (1.800-5.300)	12.000 (4.500-13.000)
Kosten (inclusief verdiscontering)	1.400 (530-1.550)	4.500 (1.700-4.900)	3.800 (1.400-4.200)	8.500 (3.200-9.400)

5 BATEN VAN DE ALTERNATIEVEN

5.1 Gezondheidsbaten

Bodemverontreiniging kan via diverse routes (grondingestie, eten van verontreinigde gewassen, bodemstof, inademen van verontreinigde lucht na uitdamping) tot blootstelling van mensen leiden. Deze blootstelling kan afhankelijk van mate en duur van blootstelling tot gezondheidseffecten leiden. Sanering van bodemverontreiniging kan dus tot gezondheidsbaten leiden.

De gezondheidsbaten zijn gebaseerd op de effecten van cadmium (longkanker), andere kankerverwekkende stoffen -met name benzeen- en lood (verminderde intelligentie). Deze verliezen zijn ook gemonetariseerd. Voor niet-kankerverwekkende stoffen is de mate van overschrijding van maximale toelaatbare risico's berekend, maar daaruit kunnen geen kwantitatieve effecten berekend worden en kan dus ook niet tot monetarisering gekomen worden. Wel blijkt dat met lood, cadmium en de kankerverwekkende stoffen meer dan 50% van de blootstelling boven het MTR wordt berekend. Gevoegd bij het feit dat voor niet-kankerverwekkende stoffen sprake moet zijn van aanzienlijke overschrijdingen van MTR-waarden voordat effecten optreden (Park en Baars, 2006), betekent dit dat de berekende gezondheidsbaten als een goede schatting beschouwd mogen worden.

In Tabel 5.1. zijn de gezondheidseffecten voor de onderscheiden alternatieven uitgedrukt in vermeden DALY- of IQ-verlies door bodemsanering.

Categorieën waar relatief grote gezondheidseffecten verwacht worden, zijn locaties met voormalige benzineservicestations en andere brandstof- en benzinelocaties en voormalige chemische wasserijen.

Tabel 5.1. Gezondheidseffecten, jaarlijks vermeden DALY- of IQ-verlies bij volledige uitvoering van sanering

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Cadmium ¹	0-500	0-1.200	0-900	0-2.900
Carcinogenen ²	80	400	400	600
Lood ³	400-1.000	1.400-3.600	850-2.100	3.600-8.900

¹ Verhoogde longkankerincidentie, DALY's

² Verhoogde kankerincidentie, DALY's

³ IQ-verlies

5.1.1 Methode van kwantificering

De stoffendatabase (paragraaf 2.1.) die is opgebouwd bij het landsdekkend beeld bodemverontreiniging geeft van circa 3.100 contouren (2.400 locaties) informatie over het

gehalte aan verontreiniging in de bodem, van de stof die de hoogste overschrijding van de interventiewaarde kent. Van een deel van de locaties is dus meer dan één verontreinigingscontour beschikbaar. Gezien de toch al beperkte informatiebasis is besloten de informatie zonder verdere correctie (voor meer dan één contour per locatie) te gebruiken.

Op basis van de stoffendatabase is per categorie bodemverontreinigingslocatie de mate en frequentie van overschrijding van de interventiewaarde berekend. Vervolgens is per categorie bodemverontreiniging via koppeling van het landsdekkend beeld bodemverontreiniging met GIS-bestanden voor inwoners, uitgerekend hoeveel mensen zijn blootgesteld aan (mogelijk) ernstige bodemverontreiniging op een gemiddelde locatie. Bij de berekeningen is uitgegaan van de gemiddelde omvang van de locatie per categorie, en een beïnvloedingsgebied voor de verspreiding van de verontreiniging. Flats, etagewoningen en woonboten zijn niet meegenomen in de GIS-analyse, omdat daar nauwelijks sprake zal zijn van blootstelling aan de bodemverontreiniging. Wel is er jurisprudentie waarin bij flats een huurbevrozing wordt opgelegd vanwege bodemverontreiniging.

Vervolgens is het aantal mensen met een blootstelling hoger dan de MTR_{humaan} bepaald, alsmede de mate van overschrijding. Dit gebeurde per stof, per categorie locaties (totaal 15) en per vorm van bodemgebruik (totaal 7). Voor de blootstellingsberekening is het model SUS gebruikt, gebaseerd op het model CSOIL (Rikken et al., 2001). Afhankelijk van het bodemgebruik zijn hierbij bepaalde blootstellingsroutes al dan niet relevant. 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.

De achtergronden van de informatie, de methoden en de berekeningen zijn beschreven in Versluijs et al. (2007). Bijlage 1 geeft een voorbeeldberekening.

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.

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 1.900 locaties waarvan gehalten in grondwater bekend zijn, blijken voor 1.600 locaties ook gehalten in grond bekend te zijn. Er zijn daarmee voor slechts 300 locaties unieke grondwatermetingen beschikbaar (Versluijs et al., 2007). Deze zijn als onvoldoende representatief beoordeeld om hiervoor verder aanvullende gezondheidsbaten te berekenen.

Van de 16,3 miljoen Nederlanders woont of werkt 30 à 40% binnen 100 meter van een locatie met mogelijk ernstige bodemverontreiniging. Zo'n 6,5 miljoen mensen wonen bij een van de 400.000 locaties uit de werkvoorraad, voor werken geldt dat voor zo'n 5 miljoen mensen (Versluijs et al., 2007). 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 (circa 100) en benzinstations (circa 80).

Om gezondheidsbaten vast te stellen wordt bij voorkeur 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. In beschikbare registraties kunnen kleine verhogingen van ziekte-incidentie, mede door de kleine aantallen mensen die aan een individuele locatie blootgesteld worden, onopgemerkt blijven. Daarom is in deze studie op meer theoretische benaderingen teruggevallen 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 et al., 2005a en b), maar de in het landsdekkend beeld beschikbare gegevens over asbest zijn onvoldoende representatief voor asbestverontreiniging in Nederland om de gezondheidsbaten hiervan te kunnen kwantificeren.

5.1.2 Cadmium

Een epidemiologische studie naar longkanker gecorreleerd aan gehalten cadmium in de bodem in de Belgische Kempen (Nawrot et al., 2006) is vertaald naar de Nederlandse situatie. In tien Belgische regio's, onder andere in de Belgische Kempen, is een relatief beperkte groep van duizend mensen ruim 17 jaar gevolgd (Nawrot et al., 2006). Concentraties in de bodem varieerden van 0,8 tot 17,0 mg/kg. In gebieden met verhoogde cadmiumgehalten in de bodem werd een verhoogde uitscheiding van cadmium in urine gevonden. Verder bleek een verhoogde uitscheiding van cadmium in urine geassocieerd te zijn met een verhoogd longkankerrisico. De studie corrigeerde voor roken en beroepsmatige blootstelling, maar niet voor verschillen in sociaal-economische status tussen hoog-blootgestelde en laag-blootgestelde groepen.

De epidemiologische studie van Nawrot et al. (2006) is aan kritiek onderhevig, onder andere vanwege de relatief beperkte gevolgde groepen en de mogelijke invloed van historische

belasting of andere verontreinigingen. Vertaling van epidemiologische studies naar een ander gebied introduceert bovendien extra onzekerheid. Om de grote onzekerheden rond de mogelijke extra gevallen voor longkanker te reduceren zou aanvullend (epidemiologisch) onderzoek nodig zijn. Nordberg (2006) wijst op de mogelijke interactie tussen blootstelling aan cadmium in combinatie met arseen (in tegenstelling tot Nawrot), en stelt dat uit de resultaten eigenlijk alleen maar geconcludeerd kan worden dat een relatie tussen blootstelling aan cadmium via de ademhaling enerzijds en longkanker anderzijds niet uitgesloten kan worden. Tot in de vroege jaren zeventig werkten zinksmelterijen via een proces dat tot de uitstoot van veel cadmiumhoudend stof leidde, na deze tijd daalden de 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.

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). Wel ligt bij een deel van de populatie de blootstelling tijdens de kinderjaren boven de toxicologische grenswaarde (Oomen et al., 2006a). Volgens dit onderzoek moet het grootste deel van de (huidige) blootstelling aan cadmium -en dus van de uitscheiding van cadmium- worden toegeschreven aan cadmiuminname via de voeding en orale blootstelling aan cadmium is niet kankerverwekkend (Oomen et al., 2006a). Ook in de ziekteregisters in Zuidoost-Brabant zijn geen aanwijzingen gevonden voor een verhoogde incidentie van longkanker in de Nederlandse Kempen (Integraal Kankercentrum Zuid, ongepubliceerde data).

Omdat de studie van Nawrot et al. (2006) de enige epidemiologische studie is naar inhalatoire cadmiumblootstelling en longkanker zijn de resultaten ervan –ondanks alle bezwaren– toch gebruikt voor extrapolatie naar de Nederlandse situatie. Daartoe zijn de aantallen mensen berekend die in Nederland zijn blootgesteld aan concentraties van bodemverontreiniging waarbij door Nawrot et al. extra longkankers werden vastgesteld. Vervolgens is -met de voor België gevonden verhoogde 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 onder andere RVZ (2006). Daarnaast is uiteraard 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).

Als deze Belgische studie vertaald wordt naar de Nederlandse situatie (Tabel 5.2.) onder veronderstelling dat de relatie is tussen cadmiumblootstelling en longkanker causaal is, dan

zou dit jaarlijks leiden tot mogelijk enkele honderden (300 tot 400) extra gevallen van longkanker, of 2.500-3.000 DALY's, gemonetariseerd tot 170-230 miljoen euro. Dit zijn extra gevallen die mogelijk zouden ontstaan op Nederlandse bodemverontreinigingslocaties waar cadmium een rol speelt; slechts een klein gedeelte hiervan (5%) ontstaat op locaties in de Nederlandse Kempen.

In 80% van de Nederlandse bodemverontreinigingslocaties waar cadmium een rol speelt, waar extra gevallen van longkanker zouden kunnen ontstaan, houden de locaties verband met een voormalige bedrijfsmatige activiteit met cadmiumuitstoot 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 ziekteregeerstraties.

Tabel 5.2. Mogelijk 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)	269-327	27-41	5-14	0-19	302-400
Aantal DALY's	2206-2684	223-335	44-111	0-153	2473-3283
Gemiddeld aantal verwachte gevallen van longkanker in Nederland (11.000 spoedlocaties)	35-42	8-12	1-2	0-2	44-59
Aantal DALY's	286-348	66-99	7-18	0-18	359-483

Conclusie moet zijn dat de gezondheidsbaten van sanering als gevolg van blootstelling aan cadmium kunnen variëren van nihil, op grond van de recente studie van Oomen et al. (2006a) en de gegevens van de ziekteregeerstratie, tot enkele honderden, wanneer uitgegaan wordt van de vertaling van de Belgische epidemiologische studie naar de Nederlandse situatie.

De baten in de verschillende alternatieven zijn gegeven in Tabel 5.3.

5.1.3 Kankerverwekkende stoffen, met name benzeen

Epidemiologische informatie zoals voor cadmium ontbrak voor andere stoffen. Daarom zijn als tweede methode voor kankerverwekkende stoffen (arseen, chroom VI², benzeen, vinylchloride, dichloormethaan en HCH (Baars et al., 2001, Crettaz et al., 2002, Spadaro en Rabl, 2004) gezondheidsbaten berekend (Bijlage 2) door via blootstellingsmodellen het aantal mensen met een blootstelling hoger dan de MTR_{huumaan} te bepalen en de mate van overschrijding. Het MTR_{huumaan} beschermt tot jaarlijks 1 kanker geval per miljoen inwoners.

² In de stoffendatabase wordt geen onderscheid tussen chroom III en chroom VI, respectievelijk niet en wel kankerverwekkend, gemaakt. Zoals uit Bijlage 2 blijkt, is de bijdrage van chroom ook bij volledige aanname dat het om chroom VI gaat, al verwaarloosbaar.

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 kankergevallen als gevolg van bodemverontreiniging wordt bepaald door het product van het aantal mensen met een blootstelling boven het MTR_{humaaan} 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.

Deze benadering levert ruim 80 kankergevallen per jaar op, ruim 500 DALY's of jaarlijks ongeveer 40 miljoen euro. De kankergevallen zijn vooral toe te schrijven aan benzeen bij locaties met voormalige benzinstations en overige brandstoffen.

De baten in de verschillende alternatieven zijn wat betreft aantallen kankergevallen in Tabel 5.1. en als gemonetariseerde baten in Tabel 5.3. gegeven.

Park en Baars (2006) stellen dat voor kankerverwekkende stoffen de theoretische toename in kankerincidentie weliswaar kan worden berekend, maar dat deze risicoschatting zeer conservatief is (zie ook Baars et al., 2001). Het berekende risico moet daarom als een bovengrens worden gezien. In het geval van benzeen is geen risicofactor gebruikt omdat het MTR_{humaaan} is gebaseerd op cohortstudies (Baars et al., 2001). Daarnaast speelt de onzekerheid in het de blootstelling een rol (zie 5.1.6). Kwantificering van de onzekerheid is niet mogelijk.

Tabel 5.3. Baten humane gezondheid (contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107, discontovoet 4 %)

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Cadmium	0-630	0-1.500	0-1.200	0-3.500
Carcinogenen	100	600	570	780
Lood	110-280	270-680	210-540	620-1.550
Totaal	210-1.000	870-2.800	790-2.300	1.400-5.800

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 5.1.).

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 et cetera. 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 toxiciteitstudies in dieren, waarbij onzekerheidsfactoren worden gebruikt om variatie binnen en tussen soorten af te dekken. Gewoonlijk bedraagt de onzekerheidsfactor 100, maar deze kan bij gebrekkige of onvoldoende gegevens oplopen tot 1.000 à 5.000. Nieuwe toxiciteitsexperimenten kunnen dan leiden tot lagere onzekerheidsfactoren 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 houdt geen rekening met deze achtergrondblootstelling.

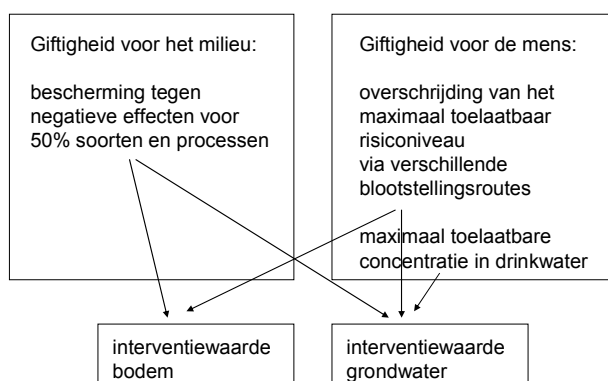
Modellen voor blootstelling van mensen aan bodemverontreiniging via verschillende inname routes zijn gebruikt om het MTR_{humaan} om te rekenen naar de interventiewaarde. Belangrijke routes zijn het inademen van binnenlucht en drinken van water voor goed wateroplosbare en vluchtige stoffen, en het eten 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 (HC50-waarde) 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 acht 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 oppervlaktewater. 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 5.1. Ingrediënten voor de interventiewaarden (Lijzen et al., 2001)

5.1.4 Lood

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_{humanaan} 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_{humanaan} 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 loodname met $1 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht per dag correleert met een stijging van de loodconcentratie in het bloed van $10 \mu\text{g}/\text{liter}$ (JECFA, 2000). Op basis van het gehalte lood in het bloed is het verlies van IQ berekend, waarbij is aangenomen dat 20 tot $40 \mu\text{g}/\text{liter}$ 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.

Tabel 5.4. IQ-verlies per categorie bodemsaneringslocatie door blootstelling van kinderen aan lood

Categorie bodemsaneringslocatie	Lood					
	Aantal blootgestelde kinderen	Mate overschrijding MTR	Loodgehalte in bloed in $\mu\text{g}/\text{l}$	Verlies IQ-punt per kind	Totaal jaarlijks verlies IQ-punten (56.000 saneringslocaties)	Totaal jaarlijks verlies IQ-punten (11.000 spoedlocaties)
0b geen verwachting voor ernstige bodemv	970	1,88	68	2,26	438	15
01 gasfabrieken	6	2,65	95	3,18	4	7
03a benzineservice station	163	3,63	131	4,36	142	134
03b overige brandstoffen en benzine	16	3,32	120	3,98	13	7
04a chemische wasserij/stomerij	0	0,00			0	0
04b overige chemische wasserijen	0	0,00			0	0
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	1172	1,93	69	2,31	542	8
05b Overige tanks	2624	1,80	65	2,15	1131	26
06 stedelijke ophooglaag (UBI=999999)	107	4,58	165	5,50	118	0
08a dempingen	50	1,16	42	1,39	14	0
08b demping niet nader gespecificeerd	1074	1,83	66	2,20	473	0
11 defensieterreinen	182	4,50	162	5,40	197	253
13 grootschalig (omvangrijke locaties/cluste	3625	3,00	108	3,60	2612	519
14a kleinschalig duur	1663	7,91	285	9,49	3156	315
14b kleinschalig goedkoop	43	4,43	159	5,32	46	7
Totaal					8885	1292

Totaal jaarlijks verlies IQ-punten = aantal blootgestelde kinderen gedeeld door vijf (kinderen 0-4 jaar) vermenigvuldigd met het verlies in IQ-punten per kind

Het verlies (spoedlocaties) is berekend voor de 11.000 spoedlocaties door het hanteren van een weegfactor

De gezondheidsbaten voor IQ-verlies vanwege blootstelling van kinderen in de leeftijd van 0 tot 4 jaar aan lood zijn aanzienlijk (Tabel 5.4.). In totaal betreft het jaarlijks tot 9.000 IQ-punten verlies, gemonetariseerd 90 miljoen euro. De belangrijkste verliezen treden op bij de

categorieën bodemsaneringslocaties benoemd als locaties met tanks en grootschalige of kleinschalige verontreinigde locaties.

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

Kwantitatieve gegevens over de onzekerheid in de gezondheidsbaten als gevolg van blootstelling aan lood zijn niet beschikbaar. De bandbreedte van de biobeschikbaarheid van lood gebonden aan bodemdeeltjes voor opname in het lichaam over het maagdarmkanaal (Oomen et al., 2006b) is 40-100% en daarmee wordt de bandbreedte in de gezondheidsbaten geschat op 35 tot 90 miljoen euro jaarlijks. De baten in de verschillende alternatieven zijn als IQ-verlies in Tabel 5.1. en als gemonetariseerde baten in Tabel 5.3. gegeven.

5.1.5 Overige stoffen

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 (Bijlage 3). Om dergelijke overschrijdingen te kunnen waarderen in termen van gezondheidsschade moet sprake zijn van aanzienlijke (1 à 2 orden van grootte) overschrijding van het MTR (Park en Baars, 2006). Overschrijdingen van 2 orden van grootte komen slechts beperkt voor.

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

5.1.6 Onzekerheden

Belangrijke onzekerheden van de gezondheidsbaten hangen samen met de extrapolatie van de beperkte informatie in de stoffendatabase naar de werkvoorraad locaties die de fase van het Nader Onderzoek bereiken, het gebruik van het blootstellingsmodel en de vertaling naar gezondheidseffecten, bijvoorbeeld de extrapolatie van de epidemiologische studie. Nader uitgewerkt zijn de onzekerheden:

- Representativiteit van de omvang van een locatie. De omvang is per categorie bodemverontreiniging bepaald, maar het gebruikte gemiddelde verschilt aanzienlijk van

de mediaan. Daarnaast 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 per categorie bodemverontreiniging bepaald op basis van een GIS-analyse, onafhankelijk van het bodemgebruik.
- Representativiteit van stof en het gehalte van de stof in de bodem. Gegevens over concentraties van stoffen waren voor deze studie slechts voor circa 1% van de 400.000 locaties in de werkvoorraad beschikbaar. Dit percentage verschilt tussen de categorieën bodemsaneringslocaties (0,01-8%). Aangenomen is dat de uit metingen beschikbare stofgegevens representatief zijn voor de ruim 200.000 locaties die een Nader Onderzoek ondergaan, de fase waarin verontreinigingscontouren worden vastgesteld. Er wordt echter verondersteld dat interventiewaarde-overschrijdingen oververtegenwoordigd zijn in de stoffendatabase en daarmee leidt tot een overschatting van de blootstelling en dus de gezondheidsbaten.
- 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 als gevolg van locatiespecifieke omstandigheden, dit geldt vooral voor de route via inhalatoire blootstelling (Gezondheidsraad, 2004).
- In het algemeen is gerekend is met de blootstelling voor slechts één stof per locatie, terwijl blootstelling in werkelijkheid 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_{humaan} in het algemeen een onzekerheidsfactor toegepast. Een overschrijding van het MTR_{humaan} 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.

Afhankelijk van locatiespecifieke informatie zal moeten worden bepaald waar zich daadwerkelijk gezondheidsrisico's voordoen. 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.

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

Tenslotte kon in de schattingen van de gezondheidseffecten geen rekening gehouden worden met interactie van verontreiniging in mengsels.

Voor de beoordeling van effecten is uitgegaan van de huidige normen (interventiewaarden, MTR_{humaan} , en HC50-waarden). Wijziging 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. Dit levert iets vaker strengere normen op dan ruimere normen.

5.2 Baten voor drinkwatervoorziening

Bodemverontreiniging kan, afhankelijk van de stof, leiden tot grondwaterverontreiniging. Tweederde van het drinkwater in Nederland wordt bereid uit grondwater. Verontreiniging van grondwater kan dus een bedreiging vormen voor de winning van grondwater als drinkwater.

Met een GIS-analyse is het aantal waterwingebieden bepaald waarin een of meerdere spoed- of saneringslocaties liggen. Bodemverontreiniging in waterwingebieden kan, afhankelijk van het type verontreiniging, ertoe leiden dat (een deel van) de waterwinning gesloten moet worden en een alternatieve winning gezocht moet worden of een zuivering toegepast moet worden. De monetaire baten van sanering zijn het uitsparen van kosten voor waterwinning op een alternatieve wijze of de kosten van zuivering.

Voor een grondwaterwinning in een nieuw waterwingebied bedragen de gemiddelde extra kosten circa 0,25 euro per m³ bij een debiet van 5 miljoen m³ per jaar en een transportafstand van 50 km (KIWA Water Research, 2006). Bij gebruik van oppervlaktewater voor drinkwater bedragen gemiddelde extra kosten 0,68 euro per m³ (Mülschlegel en Tangena, 2005). Overige extra kosten (uitbreiding transportleidingen, installaties et cetera) zijn niet verondersteld. 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.

De kosten om door middel van zuivering drinkwater van goede kwaliteit te leveren, lopen, voor zover gegevens beschikbaar zijn, uiteen van 1 tot 25 eurocent per m³ (KIWA Water Research, 2004). De kosten zijn afhankelijk van de te verwijderen verontreiniging en dus daarvoor beschikbare technieken. De hoogste kosten gelden voor verwijdering door actieve-koolfiltratie en membraanfiltratie. De laagste kosten gelden voor toepassing van beluchting/versproeiing en ozonisatie.

Uitgaande van een gemiddelde van 2,5 miljoen m³ per wingebied bedragen de baten jaarlijks 0,02 tot 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied.

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., 2007).

Tabel 5.5. geeft de gemonetariseerde baten voor de vier alternatieven.

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

Tabel 5.5. Baten drinkwater (contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107, discontovoet 4 %)

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Drinkwater	1-40	2-99	2-79	6-223

5.3 Vastgoedbaten

Wanneer het door bodemsanering mogelijk wordt om grond voor andere functies te gebruiken kan dit tot baten leiden. Met name in binnenstedelijk gebied, waar sprake is van een hoge ruimtedruk en weinig mogelijkheden voor bebouwing op niet-vervuilde locaties, kan het gebruik van gesaneerde locaties voor woningbouw aanzienlijke baten opleveren. Ook kan sanering een uitstralingseffect hebben op omliggende woningen, waardoor die in waarde stijgen. Als binnenstedelijk gebied bebouwd kan worden, leidt dit tot zuiniger ruimtegebruik omdat elders minder nieuwbouwlocaties, zowel in aantal als in omvang, nodig zijn wat landschap en natuurwaarde kan sparen.

Rosenberg et al. (2006) hebben voor een aantal bodemsaneringlocaties de kosten en baten met betrekking tot het gebruik van grond in beeld gebracht, met gebruik van specifieke informatie over de nieuwe functie en de omgeving van de locatie. Op basis van deze studie zijn rekenregels geformuleerd waarmee landsdekkend de vastgoedbaten zijn geschat. Vastgoedbaten zijn alleen bepaald in nieuw te bebouwen binnenstedelijk gebied op spoed- en saneringslocaties, omdat hier een hoge ruimtedruk is en er weinig mogelijkheden zijn voor bebouwing op schonere locaties (Rosenberg et al., 2006). Met GIS is geanalyseerd hoeveel hectare spoedlocaties en saneringslocaties in totaal in nieuw te bouwen stedelijk gebied liggen, in een scenario tot 2040 met hoge economische groei (MNP, 2006c). De vastgoedbaat bestaat uit het effect van sanering op de grondprijs, de woningprijs en het uitstralingseffect op omliggende woningen.

Door sanering kan grond voor andere functies worden gebruikt wat leidt tot een stijging van de grondwaarde. Echter, om de grond geschikt te maken voor de nieuwe functie moeten kosten worden gemaakt. Uit een studie door Ecorys (2005) blijkt dat gemiddeld de kosten voor het bouwrijp maken van de grond hoger zijn dan de opbrengst van de grond. In deze analyse is een netto-kostenpost gebruikt van 14.750 euro per woning of 475.000 euro per hectare bij een dichtheid van 35 woningen per hectare (CPB/MNP/RPB, 2006), gebaseerd op Ecorys (2005). Mogelijk is dit een onderschatting van de baat, omdat bij combinatie van het bouwrijp maken en saneren de gezamenlijke kosten lager kunnen uitvallen.

Uit onderzoek blijkt dat de waarde van een woning in het jaar van verkoop gemiddeld 5% hoger ligt dan de aankoopprijs (Rosenberg et al., 2006). Dit consumentensurplus voor de eigenaar is de maatschappelijke baat van de woning. Op basis daarvan zijn de baten van de functie wonen op gesaneerde grond bepaald als 5% van de verkoopprijs van de gemiddelde woning, vermenigvuldigd met het aantal woningen op de desbetreffende locatie. Als

verkoopprijs is de gemiddelde verkoopprijs van nieuwbouwwoningen in Nederland in 2005 gebruikt van 268.300 euro (OTB, 2006). Verder is uitgegaan van een woningdichtheid van 35 woningen per ha. Ook dit is een landelijk gemiddelde, gebaseerd op het scenario met hoge economische groei ('global economy') (CPB/MNP/RPB, 2006).

Tabel 5.6. Aantal hectare spoed- en saneringslocaties in verschillende woongebieden

	Wonen 2000	Wonen 2040 ¹⁾	Nieuw stedelijk ²⁾
Spoedlocaties	6.400	12.300	6.200
Spoedlocaties binnenstedelijk	6.400	11.400	5.300
Overige saneringslocaties	20.600	32.600	14.000
Overige saneringslocaties binnenstedelijk	20.600	30.300	11.600

1) Hiervoor is de woningbehoefte gebruikt zoals geschat in een hoog economisch groeiscenario (MNP, 2006c)

2) Deze opgave is gecorrigeerd voor het gebied dat in 2000 wel, maar in 2040 geen woningbestemming meer heeft.

De totale oppervlakte aan saneringslocaties nieuw te bebouwen gebied bedraagt 14.000 hectare (Versluijs et al., 2007). Hiervan ligt 11.600 hectare in binnenstedelijk gebied en daarvan betreft 5.300 hectare spoedlocaties (Tabel 5.6.). Gezamenlijk gaat het daarmee om circa 600.000 nieuw te bouwen woningen tot 2040, zo'n 10% van de totaal te bouwen woningen in deze periode bij een hoog economisch groeiscenario (CPB/MNP/RPB, 2006).

Nieuwbouw op de saneringslocatie heeft ook een uitstralingseffect op de omliggende woningen waardoor deze in waarde zullen toenemen. De verwachte waardestijging is 0-3% van de waarde van de woningen (Rosenberg et al., 2006). Omdat op het niveau van de totale werkvoorraad niet bepaald kon worden om hoeveel omliggende woningen het bij de diverse locaties gaat, is het uitstralingseffect geschat op 1,5% van de waarde van de nieuw te bouwen woningen.

De baten in de verschillende alternatieven zijn gegeven in Tabel 5.7. De netto-baten door de toename in waarde van de grond, de waarde van de woningen die kunnen worden gebouwd, en het uitstralingseffect op de omliggende bebouwing zijn aanzienlijk.

Tabel 5.7. Vastgoedbaten per alternatief (contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107, discontovoet 4 %)

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Woningprijs	920	3.300	2.900	5.750
Uitstralingseffect	270 (0-550)	980 (0-2.000)	860 (0-1.700)	1.700 (0-3.450)
Grondprijs	-920	-3.300	-2.900	-5.800
Totaal	270 (-10 - +540)	950 (-30 - +1.900)	+830 (-30 - +1.700)	1.700 (-50 - +3.400)

Op locaties met bestaande bebouwing kan door sanering de woningwaarde stijgen, met een grote variatie van 0-7% (Rosenberg et al., 2006). De waardedaling van woningen met een kadastrale aantekening voor bodemverontreiniging varieert sterk (Van de Griendt en Keijzer, 2006). Er zijn echter aanwijzingen dat deze waarde stijging tijdelijk is (Van de Griendt, persoonlijke mededeling). Daarnaast is er mogelijk sprake van een dubbeltelling met de gezondheidsbaat. Deze variabele en mogelijk tijdelijk baten zijn, mede als gevolg van het gebrek aan locatiespecifieke informatie om dit generiek te kunnen berekenen, niet meegenomen in de analyse.

Rosenberg et al. (2006) geven voor een beperkt aantal casussen informatie over intensivering van de benutting, een efficiënter gebruik van de ruimte. Sanering van stortplaatsen maakt recreatief gebruik mogelijk en op dynamische locaties (40% van het totaal) leidt dit tot minder inzet van landbouwgrond, waardoor een baat van, niet verdisconteerd, 100 miljoen euro kan worden gehaald. Deze baat is vanwege onvoldoende betrouwbare informatie om te kunnen extrapoleren niet verder meegenomen in de beoordeling van de alternatieven. Nabijheid van winkels en nabijheid van bedrijven en kantoren, na realisatie van woning- en bedrijfsbouw, dragen minder dan 10% bij ten opzichte van de andere baten (Rosenberg et al., 2006) en zijn moeilijk generiek te kwantificeren en daarom niet meegenomen. Datzelfde geldt voor efficiency bij werkzaamheden, samenloop van graven als gevolg van saneren en realisatie van bijvoorbeeld een ondergrondse parkeergarage. In vrijwel alle onderzochte casussen treden vermeden kosten van beheer op en dat kan bij een bedrag van 500-1000 euro per locatie na 100 jaar, verdisconteerd, oplopen tot 50-600 miljoen euro in de verschillende alternatieven. Omdat een deel van de saneringen beheersvarianten betreft en beheerskosten ook meegenomen zijn in de saneringskosten en dus niet duidelijk generiek voor het landsdekkend beeld bepaald kon worden in hoeverre dit een rol speelt, is deze baat niet meegenomen. In de IBO Bodemsanering (1997) wordt gesteld dat de jaarlijkse schade als gevolg van bodemverontreiniging bij bijvoorbeeld grondverzet of herinrichting in stedelijk gebied 25-45 miljoen euro bedraagt. Door gebrek aan kwantitatieve onderbouwing kon dit niet verder meegenomen worden.

De onzekerheden in de vastgoedbaten zijn de volgende:

- gemiddelde woningprijs. Uit Rosenberg et al. (2006) blijkt dat in de casussen met hogere bedragen wordt gerekend. De prijzen in de Randstad, waar veel van de bodemverontreiniging voorkomt, liggen hoger,
- de woningdichtheid is met 35 woningen per hectare laag. In binnenstedelijk gebied is de woningdichtheid 50-60 woningen per hectare,
- het uitstralingseffect kan uiteenlopen van 0-3%,
- het consumentensurplus kan uiteenlopen van 0-10%.

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.

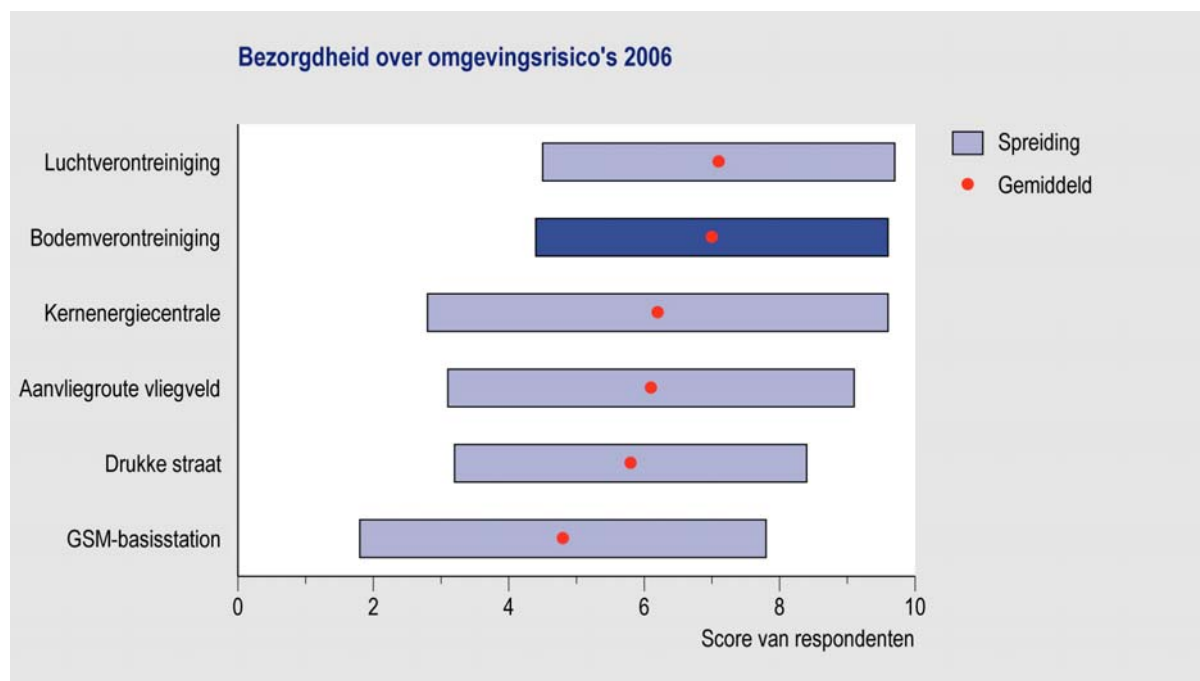
Woningen met bodemverontreiniging staan niet langer te koop, maar zijn wel lager geprijsd

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 (persoonlijke communicatie Van de Griendt).

5.4 Beleving

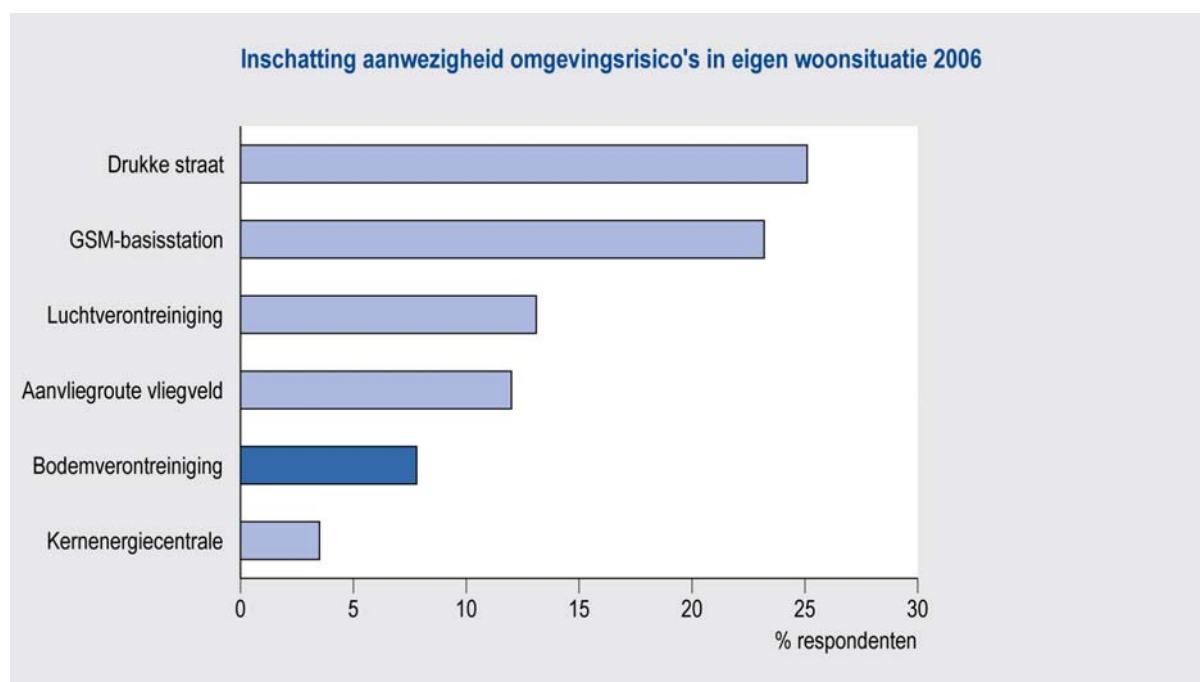
Ruim 1.200 Nederlanders zijn in het kader van deze MKBA in de nazomer van 2006 gevraagd, of zij een zestal omgevingsrisico's waaronder bodemsanering van toepassing achtten op de eigen woonsituatie en of zij zich zorgen maken over deze omgevingsrisico's (Van Poll en Visschers, in prep, a).

Relatief veel Nederlanders maken zich zorgen over bodemverontreiniging, vergelijkbaar met luchtverontreiniging en meer dan over andere omgevingsrisico's (Figuur 5.2.). 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).



Figuur 5.2. Bezorgdheid van Nederlanders over verschillende omgevingsrisico's

Zo'n 8% van de Nederlanders geeft in deze enquête aan dat bodemverontreiniging van toepassing is op de eigen woonsituatie (Figuur 5.3.). 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 en Hilderink, 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



Figuur 5.3. Percentage Nederlanders dat het omgevingsrisico van toepassing vindt op de eigen woonsituatie

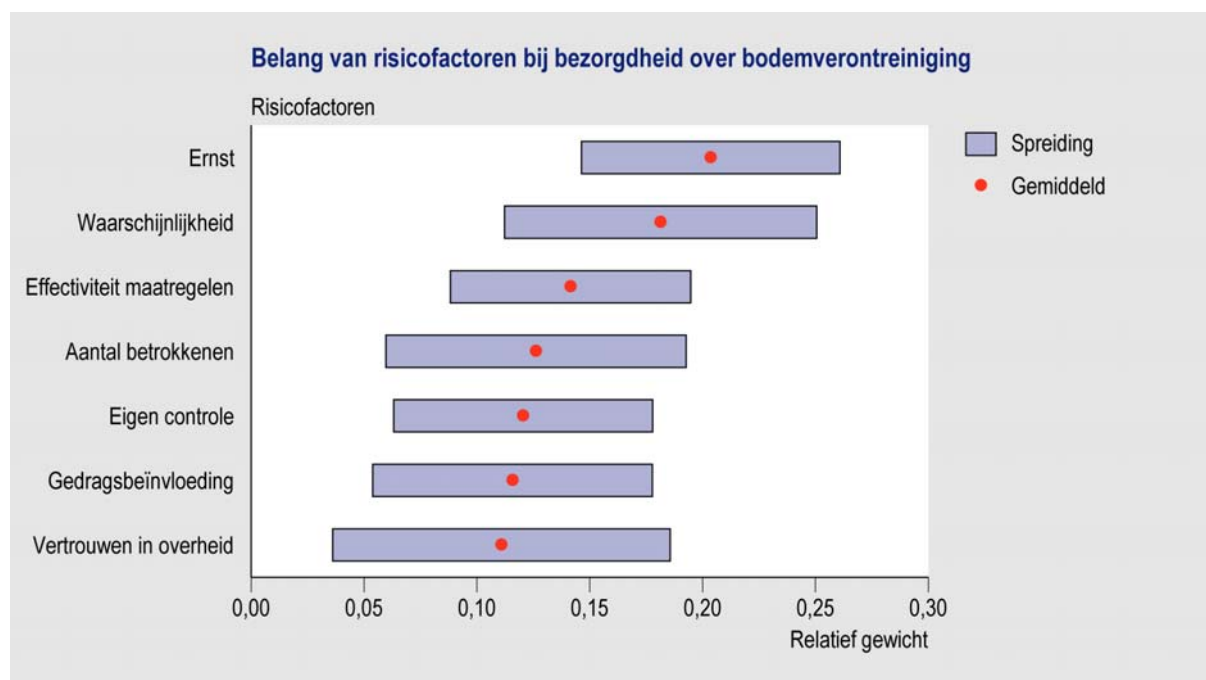
die wel of niet bodemverontreiniging van toepassing vonden op de eigen woonsituatie toonden een gelijke mate van bezorgdheid (Van Poll en Visschers, in prep, a).

Daarnaast is met GIS geanalyseerd dat 45% van de ondervraagde Nederlanders in werkelijkheid woont en/of werkt nabij (in een straal van 100 meter rond het middelpunt van het zescijferig postcodegebied) één of meer bodemsaneringslocaties uit de werkvoorraad (Versluijs et al., 2007).

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.

In het onderzoek is gevraagd 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 5.8. 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).

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 en Visschers, in prep, a).



Figuur 5.4. Weging van risicofactoren bij bezorgdheid over bodemverontreiniging

Vier locaties bodemverontreiniging bevestigd**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 vijf 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.

Tabel 5.8. Risicokenmerken

<ul style="list-style-type: none"> ● kans ● eigen controle ● vertrouwen overheid ● aantal getroffen ● ernst gevolgen ● effectiviteit oplossing/maatregelen ● bezorgdheid gevolgen ● relatie met kanker ● aanzien/aantrekkelijkheid locatie 	<p>Aanvullend voor stedelijk gebied,</p> <ul style="list-style-type: none"> ● intentie tot gedrag, verhuizen <p>Aanvullend voor recreatie gebied,</p> <ul style="list-style-type: none"> ● intentie tot gedrag, blootstelling vermijden <p>Aanvullend voor bedrijventerrein</p> <ul style="list-style-type: none"> ● intentie tot gedrag, bedrijf verplaatsen <p>Aanvullend voor grondwaterverontreiniging</p> <ul style="list-style-type: none"> ● intentie tot gedrag, verhuizen
---	--

Factoren zoals de vrijwilligheid van blootstelling, verdeling van lusten en lasten, kennis over een risico, aantal getroffen en cetera beïnvloeden de beleving van (milieu)risico's (Slovic, 1987). Van de bevraagde risicofactoren vinden respondenten vooral de waarschijnlijkheid, en de ernst van belang (Figuur 5.4., zie ook Van Poll en Visschers, 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.

5.5 Ecologische baten

Bodemverontreiniging heeft effect op het bodemecosysteem. Het bodemecosysteem is een dynamisch en complex systeem dat allerlei 'ecologische diensten' levert, die door de mens benut en gewaardeerd worden. Voorbeelden zijn het vermogen om water op te nemen, vast te houden en door te geven en het vermogen om stoffen om te zetten (bijdrage aan stofkringlopen en bodemvruchtbaarheid). Door bodemverontreiniging wordt de biodiversiteit beïnvloed en kunnen minder 'ecologische diensten' geleverd worden.

Ecologische effecten zijn aannemelijk bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging (Rutgers et al., 2006a). Een omvangrijk onderzoeksprogramma liet ecologische effecten van bodemverontreiniging zien in uiterwaarden, de Biesbosch en een veenweidegebied (Rutgers et al. 2006b 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 de 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 en met een geringere biodiversiteit. Bovendien kan bodemverontreiniging een belemmering vormen voor natuurontwikkeling, bijvoorbeeld bij omzetting van landbouwgrond in natuur.

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 waar PAK of zware metalen voorkwamen boven de interventiewaarde: 50% van het oppervlakte en 27% van het totale aantal locaties waarvoor stofinformatie beschikbaar is.

Deze PAF is een maat voor ecologische effecten (zie tekstbox PAF bruikbaar als maat voor ecologisch effect). 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.

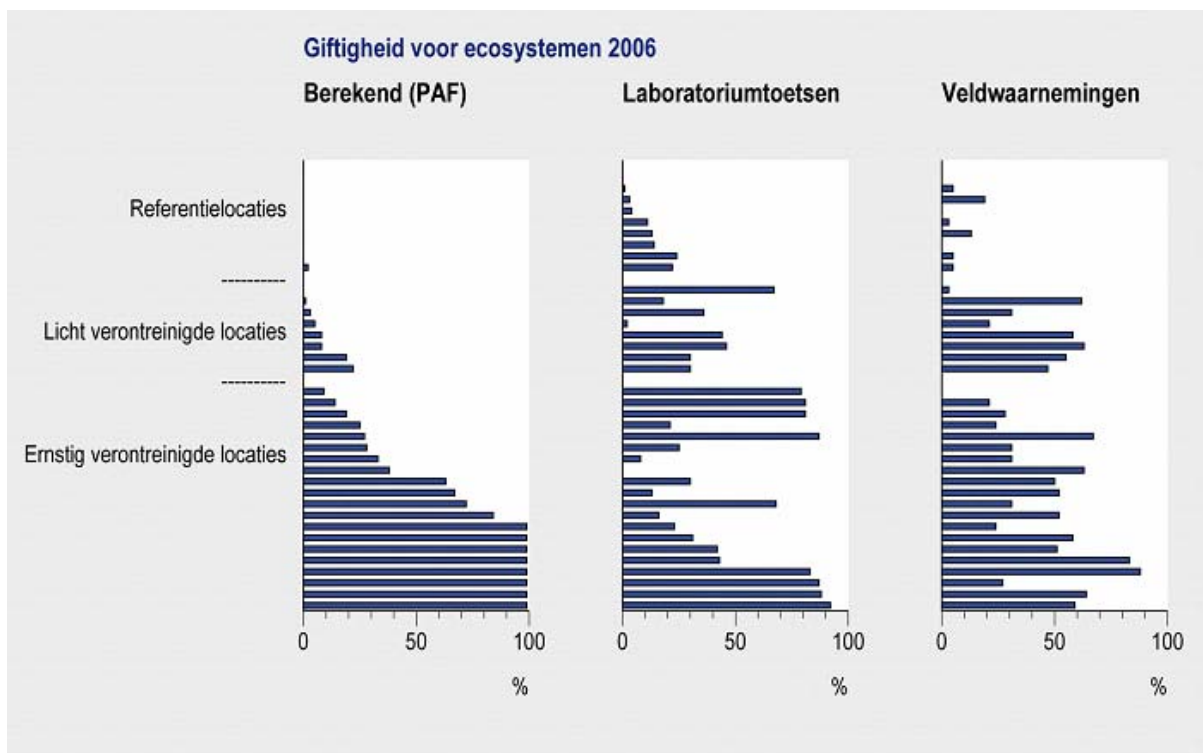
Voor 850 locaties verontreinigd met PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium, is de PAF berekend met de 'risicotoolbox' (Posthuma et al., 2006). De PAF is niet berekend voor vluchtige organische verbindingen, PCB's en andere persistente organische verbindingen, en minerale olie. Voor locaties waar de probleemstof mobiel of vluchtig is, bevindt de verontreiniging zich vaak niet in bovenste bodemlaag en juist daar treden de grootste ecologische effecten op. Immobiele organische stoffen hebben ook een significant ecologisch effect, maar vergeleken met metalen kleiner van omvang.

Daarnaast zijn de locaties waarvoor informatie over stoffen beschikbaar is, geëxtrapoléerd 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 moneteriseren, bijvoorbeeld via de aantasting van ecologische diensten van de bodem (Rutgers et al., 2006a). Verder is bekend, maar niet kwantitatief, dat bodemverontreiniging in zowel natuur- als landbouwgebieden een verhoging van de beheerskosten oplevert.

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. 2003a en b). 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 5.5.). 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 5.5. Overeenkomst ingeschatte ecologische schade op locaties met bodemverontreiniging, tussen onderzoek gebaseerd op chemie, bioassay en ecologie (Rutgers et al., 2006a)

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

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 over een groot oppervlak en over veel locaties een probleem op (Rutgers et al., 2006a) (Figuur 5.6.). Locaties waar lood of zink de probleemstof is hebben vaak een zeer hoge PAF-waarde.

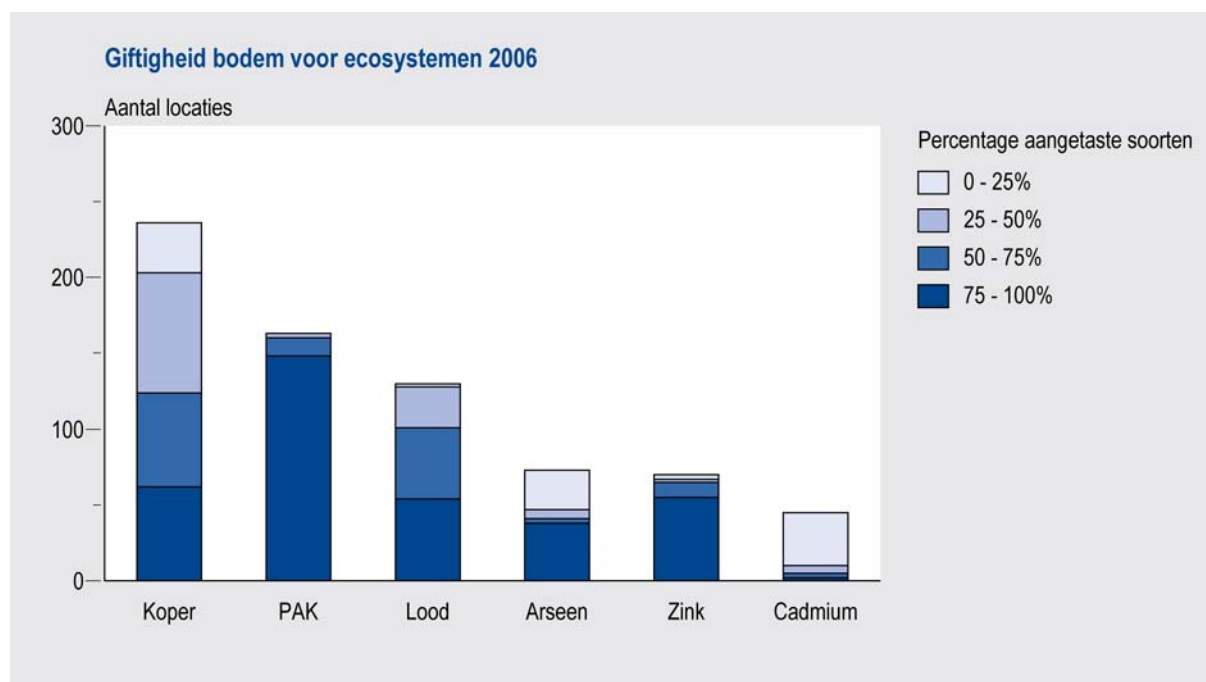
Tabel 5.9. Ecologische effecten, uitgedrukt in potentieel aangetaste fractie van de soorten (PAF)

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.

Tussen de verschillende categorieën van bodemverontreiniging lijken geen grote verschillen te bestaan, de ecologische effecten verschillen wel per stof (Tabel 5.9.). 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.

Naast de informatie uit het casuonderzoek is op eenzelfde wijze als voor de gezondheidsbaten berekend dat op circa 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 paragraaf 2.3.). Belangrijke stoffen gemeten naar het oppervlak met HC50-overschrijding 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. De ecologische baten per alternatief zijn gegeven in Tabel 5.10.



Figuur 5.6. PAF (uitgedrukt in percentage) per verontreinigende stof

Tabel 5.10. Ecologische baten per alternatief: oppervlak met HC50-overschrijding in duizend hectare en gemiddelde mate van overschrijding

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Oppervlak	18	42	32	100
Gemiddelde mate van HC50-overschrijding	37	40	42	38

6 WEGING VAN KOSTEN EN BATEN

De keuzen van de disconteringsvoet en van de waardering van verloren levensjaren bepalen in hoeverre de baten opwegen tegen de kosten, in de verschillende alternatieven.

Bij een waardering van een verloren levensjaar van 70.000 euro en een discontovoet van 4% en de bovengrens van de gezondheidsbaten (Figuur 6.1. en Tabel 6.1.), leveren geen van de alternatieven een positief saldo op. De cumulatieve baten wegen na 100 jaar bijna op tegen de cumulatieve kosten (Figuur 6.2.), maar overstijgen ze niet. Ook is duidelijk dat de onzekerheden groot zijn, in kosten en in baten. Bovendien kon een aantal baten niet anders dan als pm-post opgenomen worden.

Bij een discontovoet van 7% leveren alle alternatieven een netto negatieve baat op in de komende 100 jaar. Wanneer de baten in de toekomst zwaarder worden meegewogen -bij een keuze van een discontovoet van 3% (Figuur 6.3.)- leveren ook beleidsalternatieven een positief saldo op, tot een maximale baat van zo'n 10 miljard euro de komende 100 jaar bij het alternatief waarin alle 56.000 saneringslocaties worden gesaneerd en een discontovoet van 1% wordt gehanteerd (Tabel 6.2.). Daarnaast hangt ook de volgorde van de alternatieven, in de zin van de netto-baten die deze opleveren, af van de keuze voor de discontovoet (Tabel 6.2.). Wanneer aan verloren levensjaren een lagere waarde wordt toegekend van 20.000 of 10.000 euro, zijn de netto-baten bij alle alternatieven en alle discontovoeten negatief.

In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten hoger dan de vastgoedbaten en de baten voor drinkwatervoorziening. De baten voor vastgoed en drinkwatervoorziening samen wegen in geen enkel alternatief en bij geen enkele discontovoet op tegen de te maken kosten. De gezondheidsbaten, waar een eventuele netto positieve baat van afhangt, zijn echter onzeker zoals aangegeven in paragraaf 5.1. Wanneer bijvoorbeeld de onzekere gezondheidsbaten voor vermeden longkankers via cadmiumblootstelling niet worden meegerekend, zijn in geen enkel alternatief de baten positief.

Zoals reeds aangestipt in paragraaf 3.1 kan de keuze voor een discontovoet op verschillende manieren beargumenteerd worden, deze is ook onderwerp van wetenschappelijk en beleidsmatig debat. Omdat de gezondheidsbaten onzeker zijn, en daarmee ook de opbrengsten van de investering in bodemsanering, kan gepleit worden voor het hanteren van een risico-opslag en daarmee een discontovoet van $4+3=7\%$ (V&W/EZ, 2000). Anderzijds kan juist een lagere discontovoet, $4-3=1\%$, beargumenteerd worden vanuit het voorzorgsprincipe, zo min mogelijk risico's met gezondheidseffecten, en vanuit een wens om de erfenis van historische bodemverontreiniging niet door te schuiven naar toekomstige generaties waardoor zij beperkt worden in hun mogelijkheden. Tenslotte zou de relatieve waarde van gezondheid ten opzichte van de prijs van materiële goederen kunnen veranderen. Er is echter geen informatie voorhanden om zo'n waarderingverandering in de toekomst te onderbouwen.

Naast de gemonetariseerde baten, zijn in deze MKBA nog andere baten beschreven en deels gekwantificeerd, zoals gezondheidsbaten voor stoffen waarvoor de gezondheidsschade niet

kon worden ingeschat, gezondheidsbaten door interactie van de verontreiniging in mengsels, gezondheidsbaten via sanering van grondwater, de baat van het tegengaan van verspreiding van verontreiniging in grondwater, de baat voor zuiniger ruimtegebruik, de baat voor beleving voor zover deze niet tot uiting komt in vastgoed, en de ecologische baat. Ook voor toekomstige generaties zal schone bodem met schoon grondwater 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 pro memori post in de afweging meegenomen te worden.

De MKBA is uitgevoerd voor de gehele bodemsaneringsoperatie. Op onderdelen van de operatie of individuele locaties (afhankelijk van historische oorzaak verontreiniging, huidig bodemgebruik en inwoners dichtheid) zal de afweging van kosten en baten anders uitvallen.

Met de beschikbaar gekomen informatie in deze MKBA en gezien de waardegeladenheid van het gebruik van een discontovoet, is de keuze voor een investeringsprogramma voor bodemsanering van politieke aard.

Tabel 6.1. Kosten, baten en saldo per alternatief (contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107) bij waardering verloren levensjaar van 70.000 euro, discontovoet 4 %

	Nulalternatief	Alternatief 1 Huidig beleid	Alternatief 2 Spoedlocaties	Alternatief 3 Alle saneringslocaties
Kosten				
Saneringskosten	1.400 (530-1.600)	4.500 (1.700-4.900)	3.800 (1.400-4.200)	8.500 (3.200-9.400)
Baten				
Gezondheid	210-1.000	870-2.800	790-2.300	1.400-5.800
wv longkanker cadmium	0-630	0-1.500	0-1.200	0-3.500
wv overige kankers	100	600	570	780
wv IQ verlies	110-280	270-680	210-540	620-1.550
Drinkwater	1-40	2-100	2-80	6-220
Vastgoed	270 (-10 - +540)	950 (-30 - +1.900)	830 (-30 - +1.700)	1.700 (-50 - +3.400)
Ecologie	pm	pm	pm	pm
Verspreiding	pm	pm	pm	pm
Netto-saldo	-90 + pm (-1.400 - +1.100)	-600 + pm (-4.100 - +3.200)	-580 + pm (-3.500 - +2.700)	-750 + pm (-8.000 - +6.300)

Tabel 6.2. Netto-saldo bij verschillende discontovoeten (netto contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107)

Discontovoet	Nulalternatief	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3
1%	1.800 + pm	4.400 + pm	3.500 + pm	10.000 + pm
2%	760 + pm	1.700 + pm	1.300 + pm	4.100 + pm
3%	210 + pm	210 + pm	90 + pm	970 + pm
4%	-90 + pm	-600 + pm	-580 + pm	-750 + pm
7%	-410 + pm	-1.500 + pm	-1.300 + pm	-2.600 + pm

Tabel 6.3. Netto-saldo bij verschillende waarderingen van een verloren levensjaar per alternatief (netto contante waarde in miljoenen euro, 2007-2107, discontovoet 4 %)

Waardering verloren levensjaar	Nulalternatief	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3
0,01	-720	-2.400	-2.100	-4.400
0,02	-610	-2.100	-1.900	-3.800
0,06	-200	-910	-830	-1.400
0,07	-90	-600	-580	-750
0,09	120	10	-70	480
0,10	220	320	190	1.100

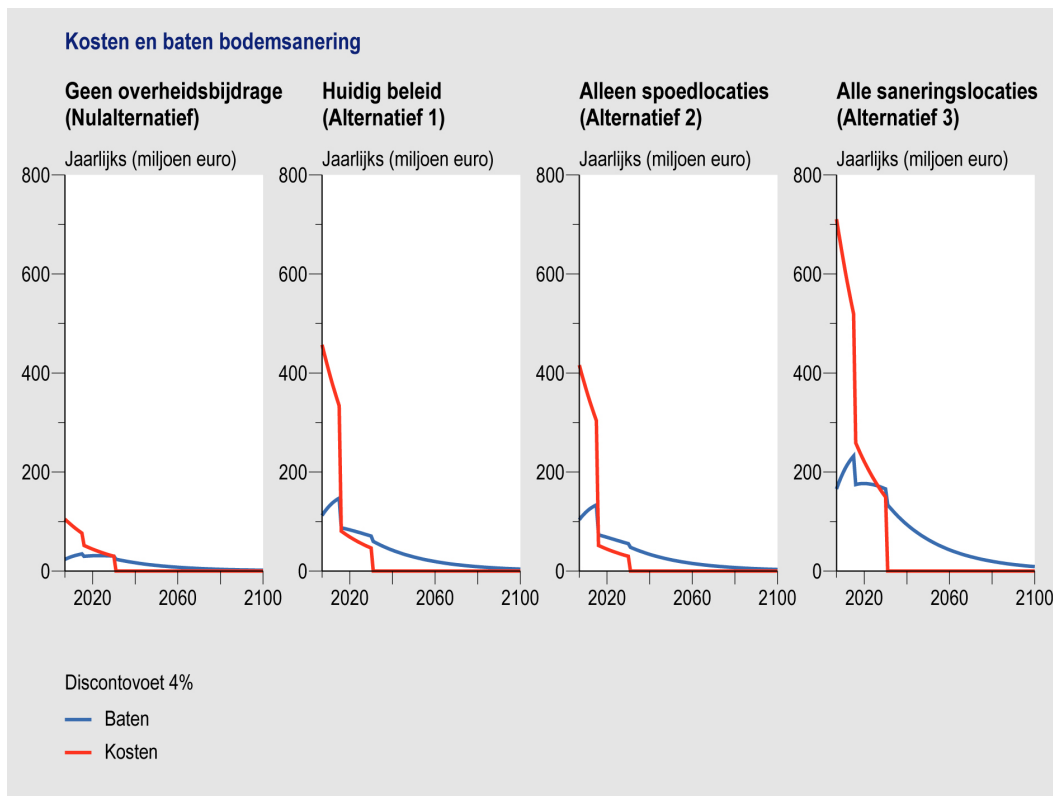
Grondwater

Een duidelijk beeld over de verontreiniging van het grondwater in Nederland kan met de gevolgde benadering niet worden opgebouwd en is ook uit het landsdekkend beeld niet beschikbaar. Wel bekend is dat in diverse stedelijke gebieden (onder andere Apeldoorn, Utrecht, Rotterdam) op grote schaal (tientallen miljoenen m³) grondwaterverontreiniging aanwezig is. Deze vlekken kunnen zich verspreiden, afhankelijk van de lokale omstandigheden.

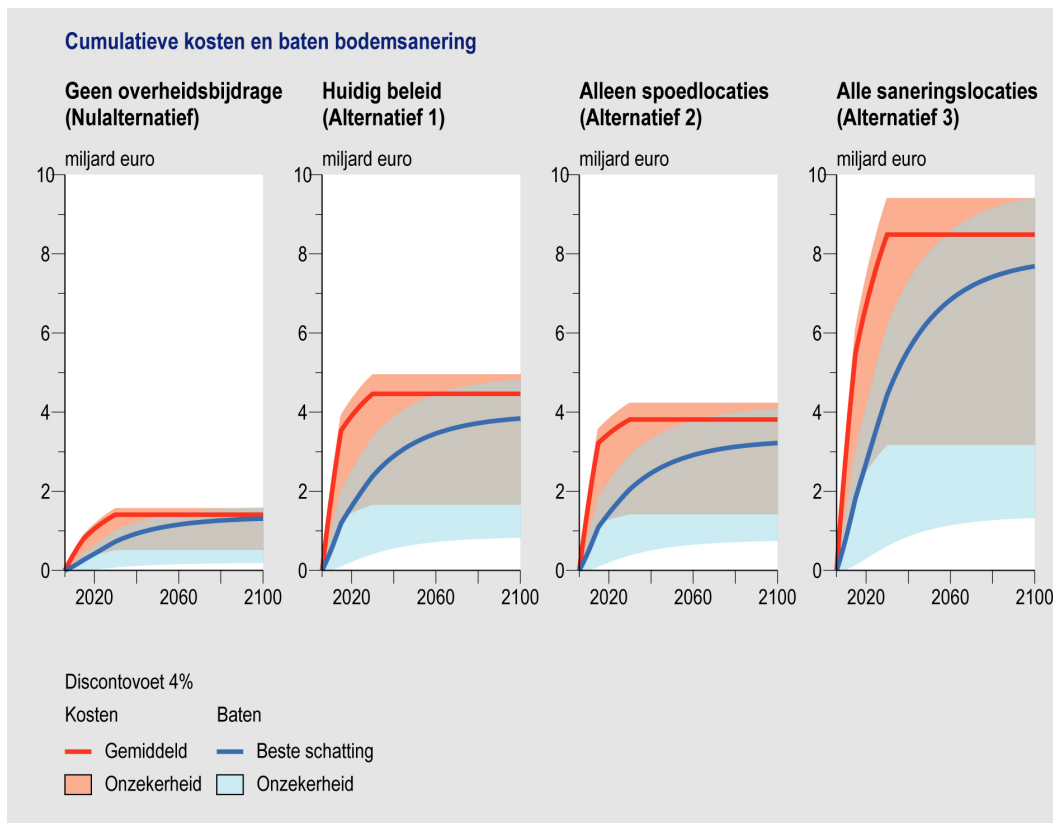
In het algemeen is geen sprake van blootstelling van mensen, waardoor als gevolg van eventuele sanering gezondheidsbaten optreden. Over ecologische effecten is weinig tot niets bekend. Aan een groot deel van het grondwater kan ook geen direct economisch nut worden toegekend. Deels geldt dat wel voor grondwater dat als drinkwater of proceswater wordt benut.

Daartegenover staat de kosten voor sanering hoog zijn, vaak omdat het om verontreiniging op grote diepte gaat (zie ook de grondwatercasussen in Rosenberg et al., 2006).

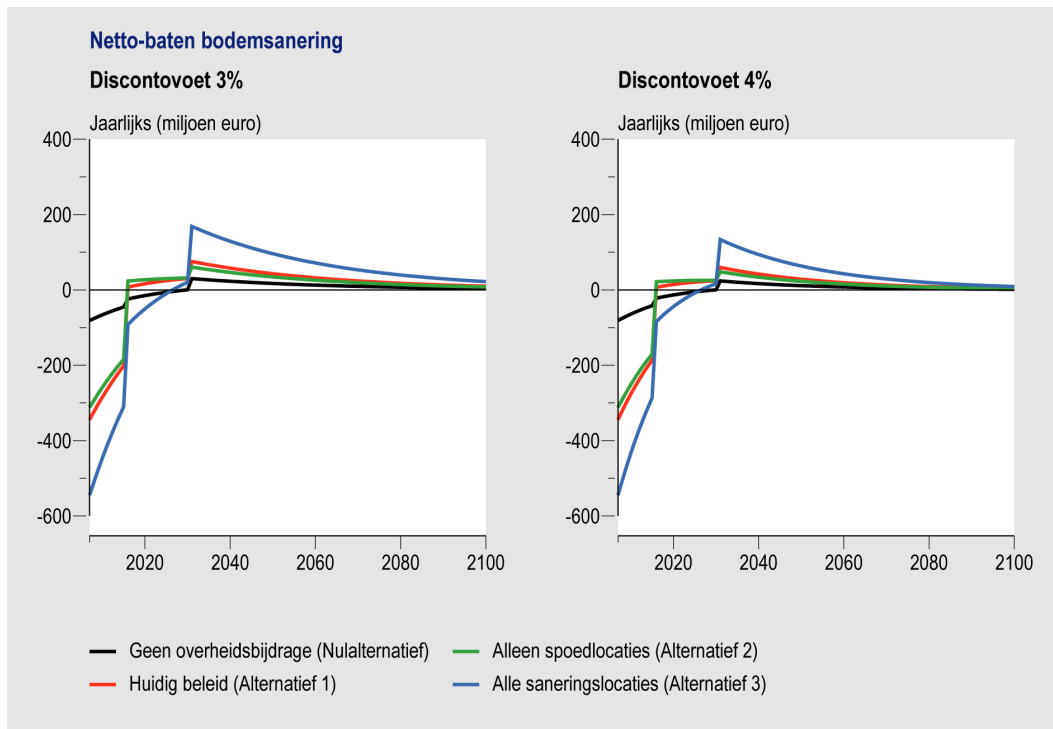
De aanpak van grondwater vraagt daarom om een andere aanpak, vormgegeven als gebiedsgerichte aanpak. Kernbegrippen hierin zijn risicobeheersing (gebied afgegrensd) en integraal (alle ingrepen in beeld, juridisch sluitend). In feite gaat het niet om saneren in de traditionele zin, maar om beheersen.



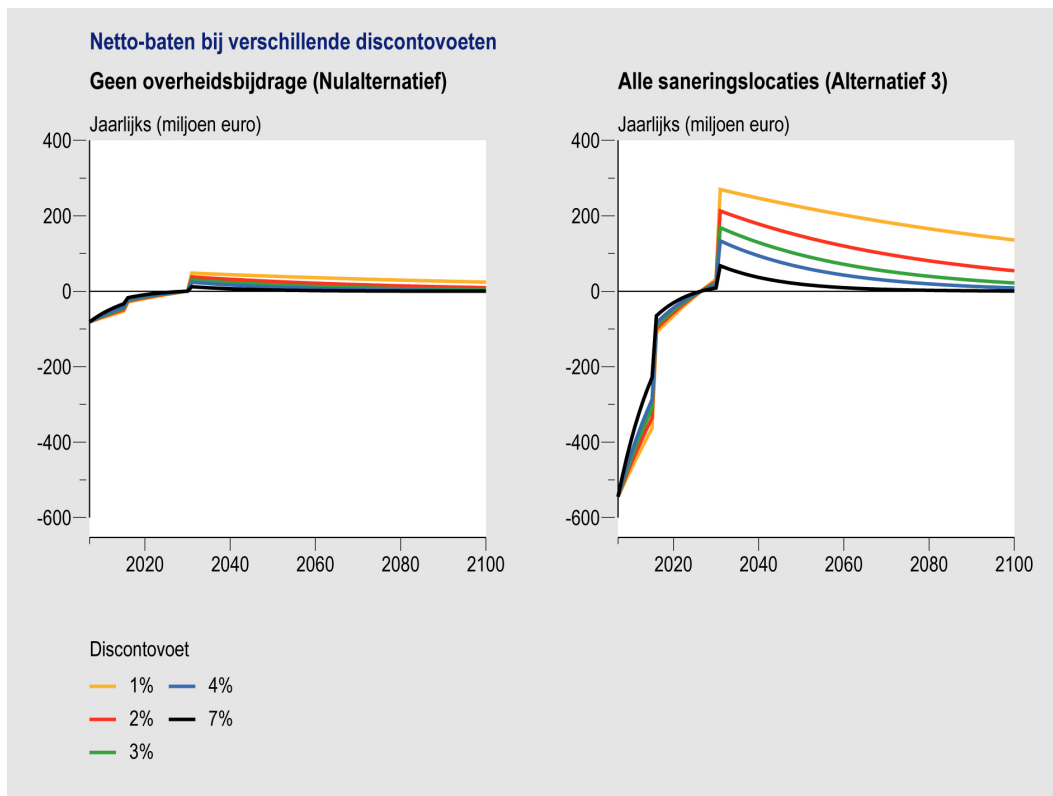
Figuur 6.1. Weging van bruto kosten en baten bodemsanering in vier alternatieven, bij discontovoet 4% en waardering verloren levensjaar van 70.000 euro



Figuur 6.2. Cumulatieve kosten en baten (inclusief een onzekerheidsbandbreedte) in vier alternatieven, bij discontovoet 4% en waardering verloren levensjaar van 70.000 euro



Figuur 6.3. Netto-baten bodemsanering in vier (beleids)alternatieven, discontovoet 3 of 4%



Figuur 6.4. Effect van discontovoet op netto-baten bodemsanering (nulalternatief en alternatief 3)

7 CONCLUSIES

In deze maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) van de bodemsaneringsoperatie in Nederland zijn de saneringskosten bepaald, en afgewogen tegen de baten voor gezondheid, vastgoed, drinkwatervoorziening, beleving en het ecosysteem. Voor gezondheid, vastgoed en drinkwatervoorziening zijn de baten ook in geld uitgedrukt.

De MKBA brengt de efficiëntie van verschillende (beleids)alternatieven in beeld. Deze MKBA van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie onderscheidt naast het nulalternatief drie 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 (in totaal 10.000 locaties tot 2030, waarvan 1.000 spoedlocaties tot 2015).
- In het alternatief ‘huidig beleid’ zijn uiterlijk in 2015 bij alle 11.000 spoedlocaties maatregelen genomen om risico’s weg te nemen of te beheersen. Het Rijk faciliteert tot 2030 ruimtelijke en economische ontwikkelingen op saneringslocaties, waar bodemverontreiniging tot stagnatie leidt (additioneel 14.000 locaties).
- In het tweede beleidsalternatief beperkt het bodemsaneringsbeleid zich tot het aanpakken van de 11.000 spoedlocaties, naast het doorgaan van de private saneringen conform het nulalternatief (9.000 locaties).
- In het derde beleidsalternatief tenslotte richt het beleid zich op alle saneringslocaties, ook die waar geen stagnatie optreedt. Dit betreft in totaal, inclusief spoedlocaties, 56.000 locaties.

Op circa 400.000 locaties in Nederland is de bodem mogelijk ernstig verontreinigd. De locaties liggen vooral in West- en Zuid-Nederland. De meeste mogelijk ernstig verontreinigde locaties liggen binnen bebouwd gebied, daarnaast liggen veel locaties in landbouwgebied. Als beslissingen van het bevoegd gezag in het verleden als maat worden genomen voor saneringen in de toekomst, dan zijn er circa 56.000 saneringslocaties met risico’s voor de mens, het ecosysteem of voor verspreiding naar het grondwater bij huidig of toekomstig bodemgebruik. Op ongeveer 11.000 locaties is sprake van risico’s bij het huidig gebruik, de zogenaamde spoedlocaties. Deze locaties zijn vooral gelegen om en nabij de grote steden.

De geschatte kosten voor de 56.000 saneringslocaties bedragen circa 12 miljard euro tot 2030. Voor de 11.000 spoedlocaties gaat het om circa 3 miljard euro tot 2015. Gasfabrieken, defensieterreinen en chemische wasserijen zijn relatief duur om te saneren.

De onzekerheden in met name de gezondheidseffecten van het totaal aan bodemverontreinigingen en daarmee de baten bij bodemsanering zijn erg groot gebleken. Bij de huidige stand van de wetenschap is het niet mogelijk om nauwkeuriger ramingen te geven.

In deze MKBA zijn de gezondheidseffecten verdisconteerd voor blootstelling aan cadmium, lood en kankerverwekkende stoffen, anders dan cadmium. Voor niet-kankerverwekkende stoffen zijn de effecten niet te kwantificeren, waarschijnlijk aanzienlijk geringer en niet meegenomen in de gezondheidsbaten. Per saldo worden de wel meegenomen baten als een goede schatting gezien voor het totaal aan te behalen gezondheidsbaten.

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. De studie is aan kritiek onderhevig. Ziekteregestraties en specifieke studies naar blootstelling in de Nederlandse Kempen wijzen niet op een verhoogde incidentie of te hoge blootstelling. Daarom kunnen de gezondheidsbaten van sanering van alle spoed- en saneringslocaties met cadmium variëren van nihil tot enkele honderden vermeden kankergevallen jaarlijks.

Voor andere kankerverwekkende stoffen kan bodemsanering van alle spoed- en saneringslocaties circa 80 vermeden kankergevallen per jaar opleveren, merendeels toe te schrijven aan benzeen bij locaties met benzinstations en overige brandstoffen.

Ook de gezondheidsbaten van bodemsanering van alle spoed- en saneringslocaties voor IQ-verlies, vanwege blootstelling van kinderen van nul tot vier jaar aan lood in de bodem zijn aanzienlijk (3550-8900 IQ-punten per jaar). De belangrijkste verliezen treden op bij locaties met tanks en de categorie benoemd als niet nader gespecificeerde grootschalige of kleinschalige verontreinigde locaties.

In deze studie zijn op basis van de informatie over de verontreinigingscontouren (stofinformatie) meer spoedlocaties (gezondheidsrisico bij huidig bodemgebruik) berekend (40.000), dan de 11.000 spoedlocaties die berekend zijn bij extrapolatie naar de toekomst van beslissingen van het bevoegd gezag in het verleden ("het kostenmodel"). Een aanzienlijk deel van de gezondheidsbaten is daardoor te behalen buiten de 11.000 spoedlocaties. Kanttekening is dat de beschikbare informatie over verontreiniging mogelijk niet representatief is door een oververtegenwoordiging van locaties met interventiewaarde-overschrijdingen en daarmee mogelijk een overschatting van de gezondheidsbaten.

Er zijn 194 Nederlandse waterwingebieden, in 79 daarvan bevinden zich een of meerdere mogelijk ernstig verontreinigde locaties. De jaarlijkse bruto baten zijn 0,02 tot 1 miljoen euro per gesaneerd waterwingebied, afhankelijk van de keuze voor alternatieve waterwinning of zuivering. De baten van het tegengaan van verspreiding van verontreiniging in grondwater (zoals bedrijfsvestiging 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 netto-baten van sanering op nieuw te bebouwen locaties in binnenstedelijk gebied, door de toename in waarde van de grond, de waarde van de woningen die kunnen worden gebouwd, en het uitstralingseffect op de omliggende bebouwing zijn aanzienlijk. De baat van

zuiniger ruimtegebruik kan op bepaalde locaties aanzienlijk zijn, maar is binnen deze landsdekkende MKBA niet verder gemonetariseerd, evenals een mogelijke baat voor sanering bij bestaande woningen.

De baten voor ecologische effecten en beleving zijn wel gekwantificeerd maar niet gemonetariseerd. Ecologische effecten zijn aannemelijk bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging. Tolerantere soorten zullen de opengevallen niches bezetten, waardoor ecosystemen kwetsbaarder worden en de biodiversiteit afneemt. Bovendien kan bodemverontreiniging een belemmering vormen voor natuurontwikkeling. Op circa 160.000 hectare wordt de milieutoxicologische norm overschreden, van deze gebieden ligt slechts een beperkt gedeelte in natuurgebieden. Van de stoffen PAK, koper, arseen, zink, lood en cadmium leveren de twee eerstgenoemde stoffen over een groot oppervlak en op veel locaties een probleem op, voor lood of zink zijn de negatieve effecten het grootst.

Relatief veel Nederlanders zijn ernstig bezorgd over bodemverontreiniging, vergelijkbaar met de mate van bezorgdheid over luchtverontreiniging en meer dan over andere omgevingsrisico's. Ongeveer 8% van de Nederlanders geeft 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. Respondenten vinden vooral de waarschijnlijkheid, en de ernst van belang. Aan overige factoren die de beleving van (milieu)risico's beïnvloeden (eigen controle, vertrouwen in overheid, aantal getroffen, effectiviteit maatregelen) wordt een lager gewicht toegekend.

De MKBA geeft geen robuuste voorkeursvolgorde voor één van de onderzochte alternatieven. De keuze van de disconteringsvoet, monetaire waardering van fysieke baten de wijze van omgaan met de onzekerheid in de kosten en baten zijn bepalend voor deze voorkeursvolgorde.

Bij een waardering van een verloren levensjaar van 70.000 euro, een discontovoet van 4% en de bovengrenzen van de gezondheidsbaten, leveren alle beleidsalternatieven een –licht-negatief saldo op over de komende 100 jaar (netto contante waarde) in de volgorde alternatief 2 (-580 miljoen euro), 1 (-600 miljoen euro) en 3 (-750 miljoen euro). De onzekerheid in de kosten en baten zijn groot en daarmee de mogelijkheid van een positief en negatief saldo. De niet-gemonetariseerde baten (ecologie, verspreiding, zuiniger ruimtegebruik) kunnen de afweging anders doen uitvallen. Omdat een belangrijk deel van de gezondheidsbaten buiten de spoedlocaties te halen is, pakt het alternatief waarin alle saneringslocaties aangepakt worden netto goed uit ondanks de hogere kosten.

Wanneer de baten in de toekomst zwaarder worden meegewogen -een discontovoet van 2% of lager- leveren alle beleidsalternatieven hogere netto-baten op dan het nulalternatief voor de bovengrens van de gezondheidsbaten. Wanneer de risico's aan de gezondheidskant gelegd worden en dus een hogere discontovoet ($4+3=7\%$) wordt gehanteerd, leveren de beleidsalternatieven een netto negatieve baat op in de komende 100 jaar. Ook wanneer aan verloren levensjaren een lagere waarde wordt toegekend van 20.000 of 10.000 euro, of wanneer de gezondheidsbaten lager zijn dan de gegeven bovengrenzen, zijn de netto-baten bij alle alternatieven en alle discontovoeten negatief.

In alle alternatieven zijn de gezondheidsbaten hoger dan de vastgoedbaten en de baten voor drinkwatervoorziening. De baten voor vastgoed en drinkwatervoorziening samen wegen in geen enkel alternatief en bij geen enkele discontovoet op tegen de te maken kosten.

De MKBA is uitgevoerd voor de gehele bodemsaneringsoperatie. Zoals ook uit het onderzoek naar MKBA's op individuele casussen is gebleken, zal de afweging van kosten en baten op onderdelen van de operatie of individuele locaties anders uitvallen. De netto-baten van bodemsanering zijn afhankelijk van de historische oorzaak en het type verontreiniging, de wijze sanering, het huidig bodemgebruik en de inwoner dichtheid. Nader onderzoek, met uitgebreidere informatie over verontreinigingsniveaus, is zinvol om nadere differentiatie aan te brengen.

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.

Burdorf A., Siesling S., Sinninghe Damste H. (2005a) Regionale spreiding van het maligne mesotheliom in Nederland. Deelrapport 1. Rotterdam/ Enschede: Erasmus MC Rotterdam

Burdorf A., Siesling S., Sinninghe Damste H. (2005b) Invloed van milieublootstelling aan asbest in de regio rond Goor op het optreden van het maligne mesotheliom onder vrouwen. Deelrapport 2. Rotterdam/Enschede: Erasmus MC Rotterdam

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
- IBO Bodemsanering (1997) Gereede grond voor groei. Nieuw impulsen voor de bodemsanering. Ronde 1996 – Rapport nr. 3, Ministerie van Financiën
- 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 Water Research (2004) Door drinkwaterbedrijven gemaakte kosten als gevolg van bestrijdingsmiddelengebruik. Inventarisatie over de periode 2001-2003. KWR 04.094
- KIWA Water Research (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. *H2O* 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

Oomen A.G., Janssen P.C.J.M., Van Eijkeren J.C.H., Bakker M.L., Baars A.J. (2006a) Cadmium in de Kempen: een integrale risicobeoordeling. RIVM-rapportnr. 320007001/2006 (in druk)

Oomen A.G., Brandon E.F.A., Swartjes F.A., Sips A.J.A.M. (2006b) How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis. RIVM-rapport 711701042

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

Park, M., Baars, A.J. (2006) Maatschappelijke kosten-batenanalyse bodemsanering. Gezondheidseffecten door bodemverontreiniging. RIVM/SIR-briefrapport nr. 10728 (28-11-2006)

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. 953. SEO Economisch Onderzoek, Amsterdam.

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. (2006a) Ecologische effecten van bodemverontreiniging: maatschappelijke kosten en batenanalyse bodemsanering. RIVM rapport 607021001 (in druk)
- Rutgers, M., Van Gestel, C.A.M., Klok, C., Vijver, M., Posthuma, L. (2006b) 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
- Tauw, ReGister, Ingenieursbureau Gemeentewerken Rotterdam (2003) Asbest in Landsdekkend Beeld 2005: vaststellen systematiek. 18 augustus 2003
- 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) Stille 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., Kools, S.A.E., Boivin, M.E.Y., Brink, P.J. van den, Megen, J. Riksen, H.H.M. van, Doroszuk, A., Kammenga, J.E. (2006) Type of disturbance and ecological history determine structural stability. *Ecological Applications* (in press)
- Van Hout, B.A. (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., Bogte, J.J. (2007) Proces en data-analyse voor MKBA bodemsanering. RIVM rapport 760500001
- 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 van de Staatssecretaris van VROM aan de Voorzitter van de Eerste Kamer. LMV2006.275450.
- VROM (2006c) Begroting. Ministerie van VROM, Den Haag.
- VROM (2006d) Circulaire bodemsanering. Ministerie van VROM, Den Haag.
- 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, M.C., Stason, W.B. (1977) Foundation of cost-effectiveness analysis for health and medical practices. *New Eng J of Med* 296:716-721
- Wesselink, L.G., Notenboom, J., 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	intelligentiequotiënt
IQ-verlies	een verlaging van het IQ dat zich uit in verminderde vaardigheden voor rekenen, lezen, logisch redeneren en verminderd korte-termijn geheugen
ISV	investeringsbudget stedelijke vernieuwing
LISA	landelijk informatiesysteem arbeidsorganisaties. Bevat informatie over de werkgelegenheid in personen per postcodegebied.
MKBA	Maatschappelijke Kosten-Baten 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	polychloorbifenyyl

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. (2007).

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	Interventiewaarde grond	Quotiënt gemidd. concentratie en I-waarde	Aantal waarnemingen > I	Percentage > I	Aantal gemeten contouren	Totaal aantal locaties
0b	cadmium	12	2,6	2	1,89%	106	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	1,85%	865	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 blootstellingsom 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.

Tabel 4. Aantal locaties en de mate van blootstelling boven MTR_{humaan} voor de zeven bodemgebruiksklassen

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

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

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.

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.

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

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

Voor een aantal stoffen kon met SUS geen berekening gemaakt worden, door het ontbreken van gegevens om blootstelling te kunnen berekenen (bijvoorbeeld asbest) of omdat het om een mengsel van stoffen gaat (bijvoorbeeld 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 stoffeigenschappen 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 HC50.

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 5. Mate en frequentie van overschrijding HC50-waarde

Categorie	Stof	Maatgevende concentratie [mg/kg]	Conc/HC50	Aantal locaties	Frequentie
0b	cadmium	32	2,6	4402	1,89%
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	1,85%
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-waarde overschrijdt, de mate van overschrijding van de HC50-waarde, 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	7	3,25	<0,01				7	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				34203	967,65	33,10	2322	2,04	<0,01			
04a chemische wasserij/stomerij	10	2,53	<0,01	9825	1,73	0,02						
04b overige chemische wasserijen												
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)	11035	2,35	0,03	15374	47,46	0,73	5517	5,05	0,03			
05b Overige tanks												
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 defensieterreinen												
13 grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	44374	1,05	0,05	57992	86,17	5,00	24482	1,10	0,03	10267	53,18	0,55
14a kleinschalig duur	7	2,79	<0,01	4210	2,69	0,01	7	1,94	<0,01			
14b kleinschalig goedkoop				11442	1049,25	12,01	5721	5,41	0,03			
Totaal kankerincidentie			0,08			82,46			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 wasserij/stomerij			
04b overige chemische wasserijen			
05a HBO-tanks (bovengrond+ondergronds)			
05b Overige tanks			
06 stedelijke ophooglaag (UBI=999999)			
08a dempingen			
08b demping niet nader gespecificeerd			
11 defensieterreinen			
13 grootschalig (omvangrijke locaties/clusters)	2521	294,45	0,74
14a kleinschalig duur			
14b kleinschalig goedkoop			
Totaal kankerincidentie			0,91

Totaal saneringslocaties	Totaal voor 11.000 spoedlocaties**
0,00	0,00
0,26	0,49
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
0,00	0,00
6,36	1,26
0,01	0,00
12,04	1,96
84,09	50,71

* voor eventuele andere carcinogene stoffen is een verwaarloosbare bijdrage berekend

** dit is berekend op basis van een weegfactor

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 1 gasfabrieken							2118	1,40	<0,01	6345	104,80	0,67
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 defensie terreinen												
13 grootschalig (omvangrijke locaties)	5043	49,11	0,25	30801	65,70	2,02	43635	34,13	1,49	15401	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			3,88			3,83			6,97			3,04

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 1 gasfabrieken				9387	59,46	0,56				4198	3,53	0,01
03a benzineservice station							2286	2,40	0,01	177487	12,09	2,15
03b overige brandstoffen en benzine	10641	488,90	5,20				95528	232,89	22,25	20425	3,99	0,08
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 defensie terreinen				7700	1068,16	8,23	25214	221,11	5,58	30257	10,25	0,31
13 grootschalig (omvangrijke locaties)							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			9,88			34,05			2,71

Aantal = aantal blootgestelde personen

Mate MTR = mate van overschrijding MTRhuuman

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

BIJLAGE 4 Input in MKBA

		algemene invoer prijs per eenmalig of jaarlijks in mln euro		starttijd	eindtijd	nulalternatief hoeveelheid/jr	euro/jaar	alternatief1 hoeveelheid/jr	euro/jaar	alternatief 2 hoeveelheid/jr	euro/jaar	alternatief 3 hoeveelheid/jr	euro/jaar
aantal													
	spoedlocatie maatschappelijke reden saneringslocatie					1000 9000 0		11000 14000 0		11000 9000 0		11000 14000 25000	
kosten													
<i>uitvoering sanering</i>													
	spoedlocatie maatschappelijke reden saneringslocatie	0,280 0,196 0,196	eenmalig, cumulerend tot eindjaar eenmalig, cumulerend tot eindjaar	2007 2007	2015 2031	111,111 375,000	31,111 73,500	1222,222 583,333	342,222 114,333	1222,222 375,000	342,222 73,500	1222,222 583,333 1291,667	342,222 114,333 253,167
baten													
<i>gezondheid</i>													
	cadmium (Nawrot et al.)	0,07	jaarlijks vanaf sanering	2007	2015	4,224	0,296	46,467	3,253	46,467	3,253	46,467	3,253
	overige locaties			2007	2031	20,500	1,435	31,889	2,232	20,500	1,435	102,500	7,175
	andere kankerverwekkende	0,07	jaarlijks vanaf sanering	2007	2015	3,452	0,242	37,967	2,658	37,967	2,658	37,967	2,658
	overige locaties			2007	2031	1,843	0,129	2,866	0,201	1,843	0,129	9,213	0,645
	IQ verlies door Pb via waardering IQ verlies		jaarlijks vanaf sanering	2007	2015	0,131	0,131	1,444	1,444	1,444	1,444	1,444	1,444
	overige locaties			2007	2031	0,633	0,633	0,985	0,985	0,633	0,633	3,167	3,167
<i>drinkwatervoorziening</i>													
	spoedlocaties	0,98	jaarlijks vanaf sanering			0,022	0,022	0,222	0,218	0,222	0,218	0,222	0,218
	overige locaties					0,092	0,090	0,142	0,139	0,092	0,092	0,458	0,449
<i>financieel economisch</i>													
	woningprijs	0,013415	eenmalig vanaf sanering	2007	2015	1878,788	25,204	20666,667	277,243	20666,667	277,243	20666,667	277,243
	overige locaties			2007	2031	3391,667	45,499	5275,926	70,777	3391,667	0,000	16958,333	227,496
	uitstralingseffect	0,0040245	eenmalig vanaf sanering	2007	2015		7,561		83,173		83,173		83,173
	overige locaties			2007	2031		13,650		21,233		13,650		68,249
	grondprijs	-0,475	eenmalig vanaf sanering	2007	2015	53,535	-25,429	588,889	-279,722	588,889	-279,722	588,889	-279,722
	overige locaties			2007	2031	96,667	-45,917	150,370	-71,426	96,667	96,667	483,333	-229,583