

NOBIS

Kosteneffectiviteit van bodemsanering

**Een afwegingssystematiek voor verontreinigingen
in het mobiele regime**

KOSTENEFFECTIVITEIT VAN BODEMSANERING

Een afwegingssystematiek voor veront-
reinigingen in het mobiele regime

Auteurs:

dr.ir. E. Beinat (Instituut voor Milieuvraagstukken)

ir. C. van den Brink (Iwaco)

ir. J.G.M. Koolenbrander (Tauw Milieu)

ir. M. in 't Veld (Tauw Milieu)

ir. H.J. Vermeulen (NOBIS)

oktober 1998

Gouda, CUR/NOBIS

Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-situ Sanering

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van CUR/NOBIS. Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken, mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©" Kosteneffectiviteit van bodemsanering. Een afwegingssysteem voor verontreinigingen in het mobiele regime", oktober 1998, CUR/NOBIS, Gouda."

Aansprakelijkheid

CUR/NOBIS en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en CUR/NOBIS sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens CUR/NOBIS en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Copyrights

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of CUR/NOBIS. It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©" Cost effective soil remediation. A decision support system for pollutants in the mobile regime", October 1998, CUR/NOBIS, Gouda The Netherlands."

Liability

CUR/NOBIS and all contributors to this publication have taken every possible care during the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and CUR/NOBIS hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except in so far as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of CUR/NOBIS and/or the contributors.

Titel rapport

Kosteneffectiviteit van bodemsanering. Een afwegings-systeem voor verontreiniging in het mobiele regime

CUR/NOBIS-projectnummer**Project-rapportnummer**

Auteurs

Euro Beinat (Instituut voor Milieuvraagstukken)
Cors van den Brink (Iwaco)
Jan Koolenbrander (Tauw Milieu)
Mark in 't Veld (Tauw Milieu)
Harry Vermeulen (NOBIS)

Aantal bladzijden**Rapport: 76****Bijlagen: -**

Michiel van Drunen (red., Instituut voor Milieuvraagstukken)

Uitvoerende organisaties (consortium)

NOBIS
Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM)
Iwaco
Tauw Milieu

Uitgever

CUR/NOBIS, Gouda

Samenvatting

Het kabinetsstandpunt over het interdepartementaal beleidsonderzoek bodemsanering (19 juni 1997) beoogt het rendement van bodemsanering te verbeteren. Dit rapport gaat over locaties waar actieve maatregelen nodig zijn om verspreiding van verontreinigingen te voorkomen. Het beschrijft een methode om saneringsvarianten voor een bepaalde locatie met elkaar te vergelijken in termen van kosten en effectiviteit. Daardoor kunnen keuzes tussen saneringsvarianten op een systematische en inzichtelijke manier worden onderbouwd.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

afwegingssysteem, bodemverontreiniging, bodemsanering, mobiel regime, multicriteria analyse, kosteneffectiviteit, milieurendement

Vrije trefwoorden:

Titel project**Projectleiding**

Dit rapport is verkrijgbaar bij:
CUR/NOBIS, postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title

Cost effective soil remediation. A decision support system for pollutants in the mobile regime

CUR/NOBIS report number**Project report number**

Authors

Euro Beinat (Instituut voor Milieuvraagstukken)
Cors van den Brink (Iwaco)
Jan Koolenbrander (Tauw Milieu)
Mark in 't Veld (Tauw Milieu)
Harry Vermeulen (NOBIS)

Number of pages**Report: 76****Appendices: -**

Michiel van Drunen (ed., Instituut voor Milieuvraagstukken)

Executive organisations (consortium)

NOBIS
Institute for Environmental Studies (IVM)
Iwaco
Tauw Milieu

Publisher

CUR/NOBIS, Gouda

Abstract

The Netherlands Government seeks new approaches in soil remediation policies to improve remediation efficiencies. For contaminated sites where active measures are necessary to prevent spreading of pollutants, it is decided to remove them cost effectively and, if necessary, to control remaining pollutants. This report describes a methodology for assessing the cost effectiveness of soil remediation alternatives on a site. Hence it is possible to choose among remediation alternatives on the basis of a thorough and clear approach.

Keywords**Controlled terms:**

decision support system, soil pollution, soil remediation, mobile regime, multi criteria analysis, cost effectiveness, environmental efficiency

Uncontrolled terms:

Project title**Projectmanagement**

This report can be obtained at:

CUR/NOBIS, postbus 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

INHOUD

	SAMENVATTING	vii
	SUMMARY	xiii
<i>DEEL I</i>	<i>HOOFDRAPPORT KOSTENEFFECTIEF SANEREN</i>	xviii
HOOFDSTUK 1	INLEIDING	1
	1.1 Kader en uitgangspunten	1
	1.2 Opdracht.....	2
	1.3 Projectorganisatie.....	3
	1.4 Leeswijzer	4
	1.5 Dankwoord	5
HOOFDSTUK 2	MOBIELE EN IMMOBIELE VERONTREINIGING	7
	2.1 Achtergrond.....	7
	2.2 Het vaststellen van de mate van verspreiding	8
	2.3 Voorzorg en monitoring	8
	2.4 Voorbeelden mobiele en immobiele regimes.....	9
	2.5 Beslisschema voor het verwijderen van mobiele verontreinigingen.....	9
HOOFDSTUK 3	VASTSTELLEN VAN SANERINGSDOELEN	11
	3.1 Kosteneffectiviteit, flexibiliteit en strategische doelstellingen.....	11
	3.1.1 Effectiviteit en strategische doelstellingen	11
	3.1.2 Kosten	11
	3.1.3 Flexibiliteit.....	12
	3.2 Minimale operationele doelen (MOD's)	13
	3.3 Gebieden met verschillende blootstellingsregimes.....	14
	3.3.1 Actuele en potentiële blootstelling	14
	3.3.2 A-, B- en C-gebieden: blootstelling, functies en verspreiding	16
HOOFDSTUK 4	KIEZEN TUSSEN VARIANTEN OP BASIS VAN KOSTENEFFECTIVITEIT... 19	
	4.1 Het beslisschema gebaseerd op kosteneffectiviteit.....	19
	4.2 De keuze van aspecten	19
	4.3 De prestatietabel	23
	4.4 Kosteneffectiviteitswaardering.....	23
	4.5 Kosteneffectiviteitsanalyse	25
	4.6 Discussie en aanbevelingen voor kosteneffectiviteit.....	27
HOOFDSTUK 5	TWEE VOORBEELDEN.....	30
	5.1 Casus 1: CKW.....	30
	5.1.1 Stap 1: bepalen saneringsdoelen	30
	5.1.2 Stap 2: mogelijke saneringsvarianten	30
	5.1.3 Stap 3: uitwerking in termen van kosten en effectiviteit.....	31
	5.1.4 Stap 4: kosteneffectiviteitsanalyse.....	32
	5.1.5 Discussie	34
	5.2 Casus 2: BTEX.....	34
	5.2.1 Saneringsdoel.....	35
	5.2.2 Uitgewerkte saneringsvarianten	35

	5.2.3 Prestatietabel	35
	5.2.4 Afweging	36
HOOFDSTUK 6	DISCUSSIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	41
	6.1 Het onderscheid mobiel/immobiel	41
	6.2 De kosteneffectiviteitsafweging in het beslisproces.....	41
	6.3 De afweging op kosteneffectiviteit	41
	6.4 Vergelijking met het eerste stappenplan van het kernteam.....	43
	6.5 Implementatie van de systematiek voor mobiele verontreiniging	44
	6.5.1 Evaluerend leren	44
	6.5.2 Implementatieondersteuning	45
	6.5.3 Terugkoppeling en uitwerking.....	45
DEEL II	<i>METHODOLOGISCHE, TECHNISCHE EN PRAKTISCHE ACHTERGRONDEN</i>	48
HOOFDSTUK 7	METHODOLOGISCHE ACHTERGRONDEN.....	49
	7.1 Potentiële risico's en actuele blootstelling	49
	7.2 Meten van effectiviteit.....	50
	7.2.1 Effectiviteit en regionale verschillen	50
	7.2.2 Het evenwicht tussen kosten en effectiviteit	51
	7.3 Het vaststellen van de minimale operationele doelen.....	52
	7.3.1 Een MOD voor gebied B	52
	7.3.2 Een MOD voor gebied C	56
HOOFDSTUK 8	TECHNISCHE ACHTERGRONDEN	60
	8.1 De indices voor kosten effectiviteit	60
	8.2 Normalisatie en ankerpunten.....	60
	8.3 Gewichten	62
	8.4 Analyse van het kosteneffectiviteitsdiagram.....	63
	8.5 De eliminatieprocedure en de kosteneffectiviteitsevaluatie	64
	8.5.1 Kosteneffectiviteitsverschilratio's.....	64
	8.5.2 De kosteneffectiefste variant	65
HOOFDSTUK 9	BESCHRIJVING VAN DE CASESTUDY'S	67
	9.1 Casus 1: CKW.....	67
	9.1.1 Korte beschrijving van de historie.....	67
	9.1.2 Bodemopbouw en geohydrologie	67
	9.1.3 Grondwaterstroming.....	68
	9.1.4 Samenvatting verontreinigingssituatie	68
	9.1.5 Saneringsvarianten	70
	9.2 Casus 2: BTEX.....	70
	9.2.1 Korte beschrijving van de locatie.....	70
	9.2.2 Bodemopbouw	70
	9.2.3 Samenvatting verontreinigingssituatie.....	71
	9.2.4 Saneringsvarianten	71

SAMENVATTING

Kosteneffectiviteit van bodemsanering: een afwegingssysteem voor verontreiniging in het mobiele regime

In het kabinetsstandpunt over het interdepartementaal beleidsonderzoek bodemsanering van 19 juni 1997 wordt een koerswijziging voorgesteld voor de aanpak van (historische) bodemverontreiniging. In het standpunt is aangegeven dat het rendement van bodemsaneringen moet worden verbeterd. Bij mobiele verontreiniging kan de gewenste rendementsverbetering volgens het kabinetsstandpunt worden gerealiseerd door de mobiele verontreiniging uit de bodem te verwijderen voorzover dat kosteneffectief kan en door de verontreiniging voor de rest zo nodig te beheersen en te controleren.

Deze rapportage beschrijft de resultaten van het deelproject *Kosteneffectief verwijderen mobiele verontreiniging en onderscheid mobiel-immobiel*. Dit deelproject is onderdeel van het project *Afwegingsproces saneringsdoelstelling; invulling functiegericht en kosteneffectief saneren*, dat ten doel heeft een van de actiepunten van het kabinetsstandpunt uit te werken. Het rapport beschrijft een methode om saneringsvarianten voor een verontreinigde locatie met elkaar te vergelijken in termen van *kosten* en *effectiviteit*. Daardoor kunnen keuzes tussen saneringsvarianten op een systematische en inzichtelijke manier worden onderbouwd.

Onderscheid tussen mobiele en immobiele regimes

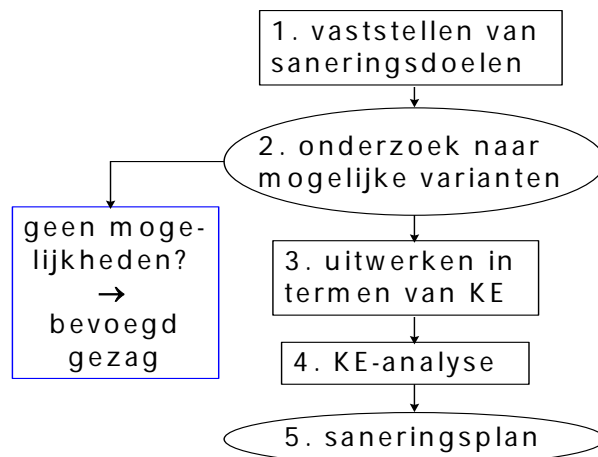
Het onderscheid tussen mobiel en immobiel wordt in dit rapport vastgesteld aan de hand van de vraag of er actieve maatregelen nodig zijn om verspreiding van de verontreinigende stoffen te voorkomen. Zo ja, dan is er sprake van verspreiding en moet het traject van de mobiele verontreiniging (kosteneffectief saneren) worden gevolgd. Het onderscheid tussen mobiel en immobiel wordt dus niet in eerste instantie bepaald door stof- en bodemeigenschappen maar door de noodzaak om actieve maatregelen te nemen.

Van groot belang voor het beantwoorden van de hierboven genoemde vraag naar verspreiding is wat precies onder 'verspreiding' wordt verstaan. Verspreiding kan worden gemeten of worden gebaseerd op modellen. Maximaal toelaatbare concentraties kunnen dienen als norm, maar ook maximaal toelaatbare vrachten of vuistregels. Als er gereede twijfel bestaat over de indeling, zou de situatie op basis van het voorzorgprincipe moeten worden gekenmerkt als 'mobiel'.

Beslisschema

Als een locatie onder het regime van de 'mobiele verontreinigingen' valt, dan moet deze locatie worden gesaneerd op een kosteneffectieve wijze. Hiervoor is een beslisschema van vijf stappen vastgesteld, die in dit rapport worden uitgewerkt en toegelicht (zie ook de figuur verderop):

1. In de eerste stap wordt vastgesteld wat de saneringsdoelen zijn, ofwel wat de minimale eisen zijn waaraan een saneringsvariant moet voldoen. Deze randvoorwaarden kunnen bijvoorbeeld worden geformuleerd in termen van eindconcentraties, tijdslijmieten of vrachten, en gelden voor alle locaties.
2. De tweede stap behelst het uitwerken van mogelijke saneringsvarianten. Als er geen varianten mogelijk zijn die voldoen aan de in stap 1 vastgestelde doelen, moet er worden overlegd met het bevoegd gezag.
3. In stap 3 worden de varianten uitgewerkt die voldoen aan de in stap 1 vastgestelde doelen in termen van kosten en effectiviteit.
4. Stap 4 is de analyse van de resultaten van stap 3. Hoe kunnen de beoordeelde varianten worden gerangschikt op basis van hun kosteneffectiviteit?
5. Ten slotte wordt de geschiktste variant uitgewerkt in het saneringsplan.



Beslisschema voor kosteneffectieve bodemsaneringen

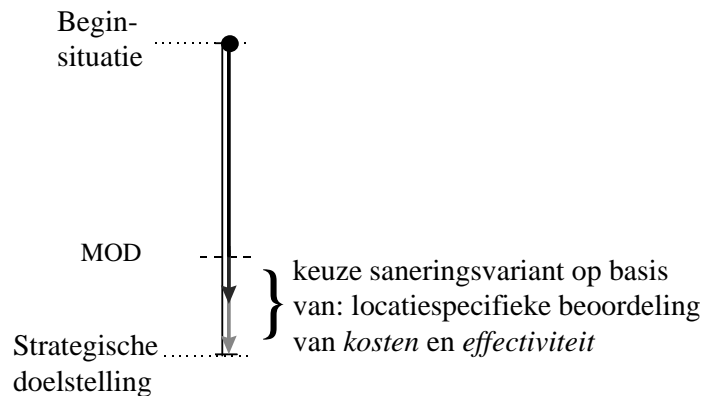
Doelstellingen en effectiviteit

Strategische doelstellingen bepalen wat de resultaten moeten zijn van een sanering, maar technische, milieuhygiënische en financiële randvoorwaarden dwingen vaak tot een flexibilisering van deze doelstellingen op locatieniveau. Het kabinetsstandpunt biedt hiertoe ook de ruimte. Het criterium ‘kosteneffectiviteit’ kan dan behulpzaam zijn bij de keuze van een saneringsmethode.

Om te voorkomen dat er een voor mens en milieu onwenselijke eindsituatie ontstaat, kunnen er echter grenzen aan de flexibiliteit worden gesteld in de vorm van zogeheten *minimale operationele doelstellingen (MOD's)*. Strategische doelstellingen en MOD's kunnen landelijk worden vastgesteld. Bepaalde MOD's kunnen ook op regionaal niveau worden vastgesteld om regio-afhankelijke afwegingen mogelijk te maken. De MOD's vormen randvoorwaarden waaraan elke saneringsvariant moet voldoen.

Kosteneffectief saneren

De volgende stap in het afwegingsproces is zoeken naar de geschiktste (kosten-effectiefste) saneringsvariant voor een verontreinigde locatie. Daartoe moeten de begrippen ‘kosten’ en ‘effectiviteit’ worden ingevuld. Bij effectiviteit gaat om het reduceren van risico's, het verwijderen van vracht en de verdienste voor het milieu. Bij de kosten gaat het niet alleen om geld maar ook om alle zaken die men opgeeft om een sanering uit te kunnen voeren, zoals ruimte, tijd, verspreiding en overige negatieve milieueffecten. Deze afweging vindt plaats op basis van een locatiespecifieke invulling van kosten en effectiviteit.



Relatie tussen strategische doelstelling, regionaal gesteld minimaal operationeel doel (MOD) en invulling van kosteneffectief saneren op locatieniveau

Op basis van de resultaten van de workshops en eerdere afwegingsmethoden is voorlopig gekozen voor de volgende set van aspecten:

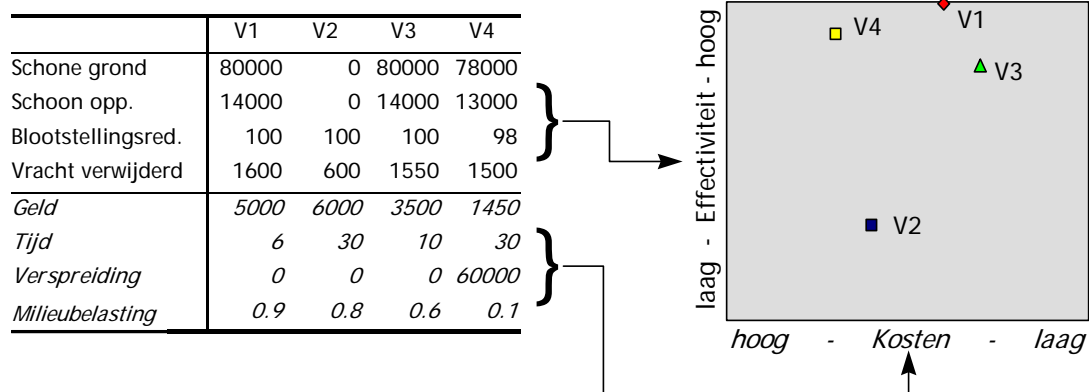
Kosten: geld (netto contante waarde van alle activiteiten), tijd (de duur van de activiteiten), verspreiding, milieubelasting (energiegebruik, afval, luchtverontreiniging, oppervlaktewaterverontreiniging)

Effectiviteit: schone bodem, schoon oppervlak, blootstellingsreductie, vrachtverwijdering

Deze aspecten worden vervolgens, voorzover ze een rol spelen bij de specifieke locatie, gekwantificeerd voor alle saneringsvarianten onder studie. Zodoende ontstaat er een overzichtelijke zogenaamde *prestatietabel*, waarin alle scores per aspect zijn opgenomen en met elkaar kunnen worden vergeleken. Daarna moeten de scores op de kostenaspecten en op de effectiviteitsaspecten worden geïntegreerd. Dit rapport beschrijft daartoe een methode die is gebaseerd op multicriteria-analyse. Stappen die daarin voorkomen, zijn normalisatie, weging en sommatie.

Het resultaat is voor elke variant een score op effectiviteit en een score op kosten, die in een zogenaamd *kosteneffectiviteitsdiagram* kunnen worden weergegeven. Een dergelijk diagram geeft dus een overzicht van de kosteneffectiviteit van elke variant ten opzichte van de andere varianten. In de figuur op de volgende pagina scoort bijvoorbeeld variant V1 het beste op effectiviteit en V3 het beste op kosten. In het diagram kan onzekerheid in de metingen of de verwachte resultaten worden meegenomen: de varianten worden dan niet aangegeven in de vorm van punten maar in de vorm van 'wolken' die groter zijn naarmate de onzekerheid groter is.

Het kosteneffectiviteitsdiagram laat zien wat de winst- en verliespunten zijn van een variant ten opzichte van de andere. Het toont ook wat de voornaamste *trade-offs* zijn voor een locatie, bijvoorbeeld verspreiding versus financiële middelen. Ten slotte geeft de analyse een inzichtelijke onderbouwing van de keuze voor de kosteneffectiefste variant.



Prestatietabel en het bijbehorende kosteneffectiviteitsdiagram (rechts) voor een fictieve sanering (de kostenaspecten staan cursief)

Casestudy's

De hierboven beschreven systematiek is getoetst in een aantal casestudy's. Vooral de prestatietabel geeft een helder overzicht van de voor- en nadelen van de verschillende varianten. Duidelijk wordt wat de kosten zijn van toenemende effectiviteit (trade-offs). Keuzes voor varianten zijn beter te onderbouwen aan de hand van de resultaten in de prestatietabel en het kosteneffectiviteitsdiagram. Bij één casestudy is getoetst wat het effect was van de gehanteerde gewichtensets op de selectie van de varianten. Deze casus bleek behoorlijk robuust: bij vrijwel alle gehanteerde gewichtensets bleken steeds dezelfde twee varianten het hoogst te scoren op kosten en op effectiviteit.

Het bleek lastig om alle gegevens die nodig zijn voor het kwantificeren van de aspecten bij elkaar te krijgen. De saneringsonderzoeken in hun huidige vorm leveren daarvoor onvoldoende informatie, met name bij relatief kleine gevallen.

Discussie en aanbevelingen

De beschreven afwegingssystematiek is een flexibel instrument dat behalve relevante milieuaspecten ook tijd, ruimte en geld meeneemt in de beoordeling. Van belang voor de praktische invoering van de systematiek zijn de precieze waarden van de minimale operationele doelen, eventueel gedifferentieerd naar regio. Voor de vaststelling daarvan is meer informatie nodig over bijvoorbeeld de effecten van verspreiding en over de effecten van de hoogte van de minimale operationele doelen op concrete saneringsgevallen. Uiteindelijk moet worden voorkomen dat er na de sanering nog actieve maatregelen noodzakelijk zijn om verdere verspreiding tegen te gaan.

Het mobiele regime speelt zich af in een regionale context. Vaak zijn saneringsmaatregelen het kosteneffectiefst als locaties die elkaar kunnen beïnvloeden of waar risico bestaat op verspreiding naar dezelfde grondwatervoorraad of watersysteem, in samenhang met elkaar worden beoordeeld en gesaneerd. De hier beschreven afwegingssystematiek leent zich hier uitstekend voor. Een complicerende factor is echter dat vaak met name de financiële middelen door verschillende probleemhebbers zullen moeten worden opgebracht. Ook moeten de juridische consequenties van zo'n gezamenlijke beoordeling in kaart worden gebracht: wie is er verantwoordelijk als er onverhoopt veel meer verspreiding plaatsvindt dan verwacht?

De weegfactoren moeten nog worden ingevuld. Bij RMK is al wel ervaring opgedaan in het vaststellen van gewichten door experts systematisch te interviewen. Gewichten zijn vaak locatiespecifiek, zodat een generiek afwegingsmodel alleen indicatieve gewichten

kan geven. In de praktijk blijkt dat de onzekerheid in de gewichten hoog kan zijn, maar dat dit meestal geen groot probleem vormt voor de afweging.

De implementatie van een afwegingssystematiek zoals hier is beschreven, zal goed moeten worden begeleid in een proces van evaluerend leren. Hierdoor kan de afweging voor 'standaardgevallen' in de loop van de tijd waarschijnlijk sterk worden vereenvoudigd. Ook moet er een goede balans worden gevonden tussen een zekere flexibiliteit en standaardisering. Een voorbeeld van flexibiliteit is dat voor kleine locaties (zoals tuinen met huisbrandolietanks) een vereenvoudigde systematiek wordt gebruikt met maar twee tot vijf aspecten. Een voorbeeld van standaardisering is vastlegging van de aspecten en beperking van de bandbreedte waarin de wegingsfactoren kunnen worden gevarieerd.

Op dit moment zijn er nog onvoldoende praktijkgegevens beschikbaar om aan te tonen dat de hier geschetste systematiek in de praktijk daadwerkelijk altijd uitvoerbaar is. Ook moeten door praktijkervaring bijvoorbeeld nog de grootte van de (indicatieve) gewichten worden vastgesteld. Wij stellen daarom voor om de systematiek te implementeren in een proces van evaluerend leren. Daartoe moet ook in een organisatie worden voorzien die dit proces initieert en begeleidt.

SUMMARY

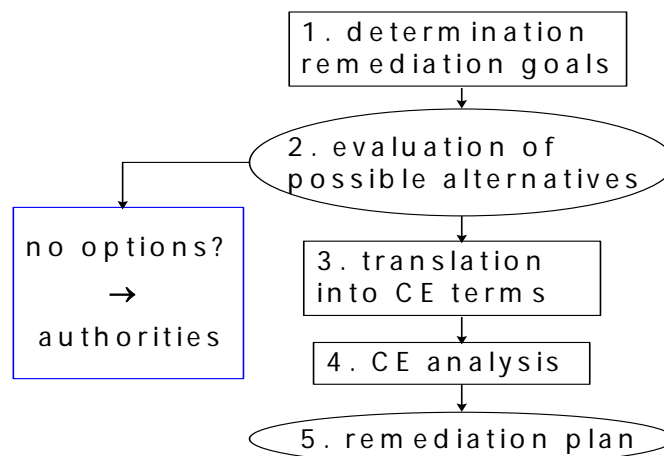
Cost effective soil remediation: a decision support system for pollutants in the mobile regime

The Government of the Netherlands is seeking new approaches in soil remediation policies to improve remediation efficiencies. For pollutants which can be spread, it has been decided to remove them as far as it is cost effective and, if necessary, to control remaining pollutants. This report defines the mobile regime and a methodology for assessing the cost effectiveness of soil remediation alternatives. The mobile regime is defined as the regime where *active measures are necessary to prevent spreading of the pollutants*. Thus, the regime does not primarily depend on the pollutant and soil properties, but on the necessity to take action for preventing spreading. The magnitude of spreading can be measured or modelled. Several thresholds can be chosen, including maximum allowable concentrations and e.g. 'rules of thumb'. Where there is doubt the polluted site should always be treated as if it were in the mobile regime, in accordance with the precautionary principle.

Decision scheme

For the mobile regime a five step decision scheme has been developed. The steps include:

1. Determination of the remediation goals. What are the minimum conditions for remediation options? These conditions can be formulated in terms of final concentrations, time limits or loads and are valid for all polluted sites.
2. Evaluation of remediation alternatives. If no alternatives meet the conditions of step 1, it is necessary to consult the competent authorities.
3. Translation of the evaluation results in terms of *costs* and *effectiveness*.
4. Analysis of the results of step 3 and ranking of the remediation alternatives.
5. Choice of the most cost effective alternative and formulation of the remediation plan.

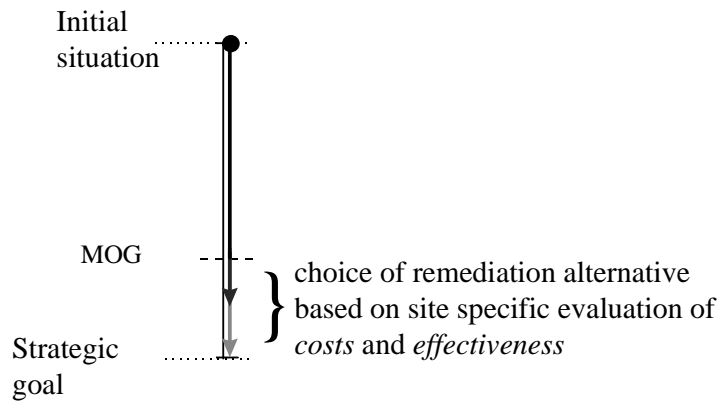


Decision scheme for cost effective soil remediation ('CE' means cost effectiveness)

Goals and effectiveness

Strategic goals determine the final remediation results that ideally would be obtained. However, financial, environmental and technical boundary conditions often urge a certain extent of flexibility with respect to reaching those goals at specific sites. Cost effectiveness analysis can help to choose among possible alternatives.

However, this flexibility should be limited to prevent final remediation results which may damage the environment or human health. The concept of *minimal operational goals* (MOGs) has been introduced. The MOGs assure that a certain minimal quality level will be reached after the remediation. The figure below gives a graphical impression of the MOGs and the strategic goals. Both strategic goals and MOGs can be established nation-wide. It is also possible to establish the MOGs on a regional level so that regional conditions can be taken into account.



Relationship between strategic goal, regional minimum operational goal (MOG) and site specific cost effective remediation

Cost effective remediation

In this report *effectiveness* is defined as the gain from soil remediation, such as risk reduction, removal of pollutant loads and environmental merit. *Costs* are not only defined in terms of money, but also in other aspects which are sacrificed for the remediation, including space, time, spreading and other environmental impacts. The decision between remediation alternatives is then based on a site specific evaluation of costs and effectiveness.

Based on several workshop results and an earlier decision support system (the NOBIS study REC) the following set of aspects has been chosen:

Costs: money (net present value of all activities), time (duration of activities), spreading, environmental impacts (energy use, waste, air pollution, surface water pollution)

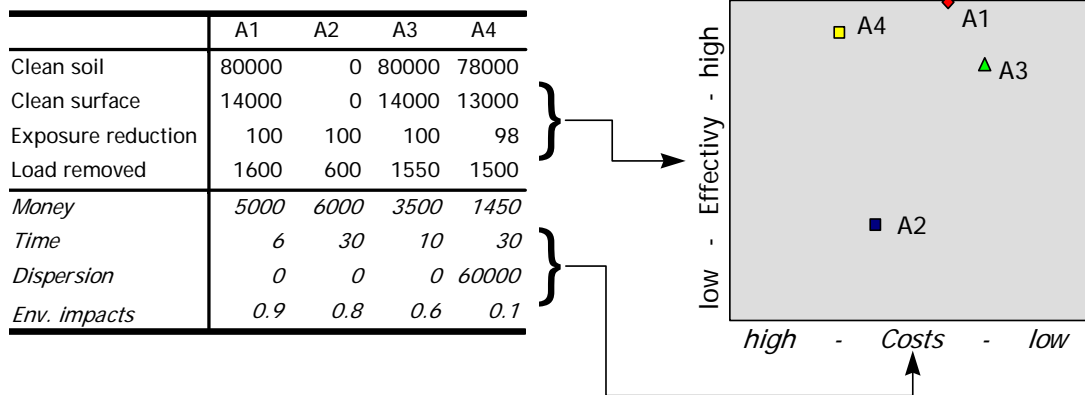
Effectiveness: clean soil, load reduction, clean surface, exposure reduction

These aspects are quantified in the next step of the decision scheme for all alternatives investigated. Hence, a *performance table* can be established, which summarises the scores of all aspects for the alternatives investigated on a specific site. The cost and effectiveness aspects are then - separately - integrated using a multicriteria approach which is described in detail in this report. This approach includes normalisation, weighing and summation.

It results in a score on costs and a score on effectiveness, which can be depicted in a *cost effectiveness plot*. Hence, this plot summarises the cost effectiveness of all alternatives with respect to each other for a certain site. E.g. in the figure below, alternative A1 scores best on effectiveness and A3 on costs.

In the plot uncertainties can be included by plotting 'clouds' instead of points: the higher the uncertainty, the bigger the clouds. The plots highlight the trade offs among the alter-

natives, such as the price paid for preventing pollution spreading. In addition, it gives an overview on which the choice of the most cost effective alternative can be based.



Performance table and cost effectiveness plot (right) for a fictitious remediation (cost aspects are plotted in italics; 'Env.' means 'environmental')

Case studies

The methodology described here has been tested on several case studies. The performance table gives a particularly clear insight into the advantages and disadvantages of the alternatives investigated. The costs of increasing effectiveness (the trade offs) are clarified. The performance table provides good arguments for choosing the most cost effective alternative.

The weights of the aspects were varied, in one case study. It appeared quite robust for these variations: the same two alternatives scored best on costs and *effectiveness*.

It appeared to be difficult to gather all information for quantifying the aspects. The remediation investigations, which summarise the expected results of the alternatives, often provide insufficient information, especially for relatively small sites.

Discussion and recommendations

The decision support system developed in this study is a flexible instrument which assesses both environmental impacts and time, money and space. Its practical results will highly depend on the exact levels of the minimal operational goals (MOGs). To determine these levels, more information is needed on, e.g., the effects of spreading and the effect of the MOG levels on the choice of the possible remediation alternatives. Finally, the necessity for active measures to prevent spreading after remediation should not be necessary.

The mobile regime takes place on a regional level. If polluted sites influence the same ground water resource or water system, the most cost effective remediation can often be found by assessing the sites together instead of separately. The decision support system described here can also be used for such assessments. However, financial and juridical matters can complicate the implementation of certain cost effective outcomes.

The weighting factors still need to be established. In the REC model some experience was acquired by systematically interviewing experts. However, weights are often site specific and therefore a general decision support system can only give indications (default values) of the exact weights.

The implementation can only be successful in a process of learning by evaluating. With time, the assessment of standard cases can be simplified. Also, there should be a balance between flexibility at the one hand and standardisation at the other hand. An example of flexibility is a simplified system for small sites (e.g. private oil tanks in gardens) which could include only two to five aspects. The weighting factors can be standardised by imposing a certain band width for their magnitude.

To conclude, the methodology should be tested more thoroughly in practice. Practical feasibility and determination of the weights should have priority. We recommend that an organisation which can initiate and manage the 'learning by evaluating' process should be established.

DEEL I HOOFDRAPPORT KOSTENEFFECTIEF SANEREN

1. INLEIDING

In dit hoofdstuk worden de hoofdpunten van de opdracht beschreven alsmede de projectorganisatie en werkwijze die zijn gevolgd bij de uitwerking van de opdracht. Verder wordt in de leeswijzer een korte indicatie gegeven van de inhoud van de hoofdstukken.

1.1 Kader en uitgangspunten

In het kabinetsstandpunt over het interdepartementaal beleidsonderzoek bodemsanering van 19 juni 1997 wordt een koerswijziging voorgesteld voor de aanpak van (historische) bodemverontreiniging. Deze koerswijziging omvat kort samengevat:

- een gewenste versnelling van de bodemsaneringsoperatie;
- goedkoper maken van de bodemsanering;
- introductie van een functie- en gebiedsgerichte aanpak;
- vergroting van de marktdynamiek;
- verbreding van het draagvlak voor bodemsanering;
- decentralisatie van bevoegdheden;
- ruimte geven aan maatwerk;
- deregulering en vergroting van de beleidsruimte.

Ter uitvoering van deze koerswijziging is een aantal acties benoemd. Het eerste actiepunt van het kabinetsstandpunt richt zich vooral op de functie- en gebiedsgerichte aanpak. Het betreft formulering van een nieuwe saneringsdoelstelling en het opstellen van een nieuwe afwegingsmethode die de bestaande methode voor de keuze van de saneringsvariant ('MF tenzij LSO en dan IBC') moet gaan vervangen.

Een kernteam dat bestaat uit vertegenwoordigers van IPO, VNG, VROM-DGM en TCB, heeft als taak om aan dit eerste actiepunt invulling te geven. Daartoe is het project *Afwegingsproces saneringsdoelstelling; invulling functiegericht en kosteneffectief saneren* gestart. De eigenlijke invulling vindt plaats via de volgende deelprojecten:

- 1a *Vertaling van criteria voor immobiele verontreinigingen op basis van blootstellingsrisico's voor mens en ecosysteem gekoppeld aan functie naar saneringsmaatregelen;*
- 1b *Invulling rendementscriterium voor immobiele verontreiniging;*
- 2 *Invulling begrip kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen met mogelijkheid voor gebiedsgerichte differentiatie. Uitwerking van het onderscheid mobiel-immobiel;*
- 3 *Samenhang actief bodembeheer, juridische en aansprakelijkheidsaspecten;*
- 4 *Procesvoorwaarden, kwaliteitsborging, invulling procesbeoordeling, bepalen wijze van vastleggen en documenteren.*

Deze rapportage beschrijft de uitgevoerde werkzaamheden en resultaten van deelproject 2. In het kabinetsstandpunt is aangegeven dat een belangrijke bijdrage aan de rendementsverhoging van de bodemsaneringsoperatie moet komen uit het goedkoper maken van het saneren door de saneringsmaatregelen af te stemmen op het gewenste gebruik. Voor mobiele verontreiniging geeft het kabinetsstandpunt als uitgangspunt dat de rendementsverbetering kan worden bereikt door de mobiele verontreiniging uit de grond te verwijderen voorzover dat kosteneffectief kan en voor de rest zo nodig te beheersen en te controleren. Het begrip 'kosteneffectief verwijderen' is in het kabinetsstandpunt niet verder toegelicht. Als eerste definitie van 'mobiele verontreiniging' geeft het kabi-

netsstandpunt de omschrijving “niet aan de grond adsorberende stoffen die zich met het grondwater verplaatsen, vluchtige verbindingen”.

In het projectplan van het kernteam wordt een aantal vragen geformuleerd met betrekking tot de uitwerking van het kabinetsstandpunt over de verwijdering van mobiele verontreinigingen:

- Kan de grens tot waar verwijdering van mobiele verontreiniging zinvol is, objectief worden onderbouwd?
- Is er een minimumconcentratie tot waar in ieder geval verwijdering moet plaatsvinden (bijvoorbeeld interventiewaarde) of kunnen ook hogere concentraties achterblijven omdat verdere verwijdering niet kosteneffectief meer is?
- Is het mogelijk om de noodzaak (of het ontbreken daarvan) van uitgebreide beheerssystemen als gevolg van achterblijvende verontreinigingen mee te nemen in het criterium voor kosteneffectief verwijderen?
- Zijn er mogelijkheden om het criterium gebiedsgericht in te vullen, bijvoorbeeld afhankelijk van verdrogingsaspecten, bodemgevoeligheid, drinkwaterwinning enzovoort?

Om de praktische bruikbaarheid en toepasbaarheid zo goed mogelijk te garanderen, heeft het kernteam gezegd dat de nieuwe afwegingssystematiek zo veel mogelijk rekening moet houden met de volgende randvoorwaarden:

- De resultaten moeten reproduceerbaar zijn, er moet geen gebruik worden gemaakt van *black box*-computermodellen.
- De systematiek moet eenvoudig toepasbaar zijn en moet uit te leggen zijn aan niet-deskundigen.
- De systematiek moet uniform toepasbaar zijn op alle soorten verontreiniging.
- De systematiek moet toepasbaar zijn met de huidige onderzoeksgegevens.
- Er moet sprake zijn van een optimale mix tussen rechtszekerheid en mogelijkheden voor maatwerk.

1.2 Opdracht

Het kernteam heeft NOBIS gevraagd om de uitwerking van het begrip ‘kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen’ ter hand te nemen. NOBIS heeft een consortium - dat bestaat uit Tauw Milieu, het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) van de Vrije Universiteit Amsterdam en Iwaco - uitgenodigd om dit project uit te voeren. NOBIS treedt formeel op als opdrachtnemer voor dit project, terwijl het consortium de feitelijke uitvoering verzorgt. De opdracht is eind 1997 verstrekt, en volgens de planning had het eindrapport moeten worden opgeleverd op 1 mei 1998. Door de complexiteit van het onderwerp en de discussies met betrokkenen met diverse visies en opvattingen over het onderwerp heeft de uitvoering van het project meer tijd gevraagd dan was voorzien.

Het project dient volgens opdracht de volgende resultaten op te leveren:

- een beschrijving van de wijze waarop in de bodemsaneringspraktijk mobiele en mobiele verontreinigingen kunnen worden onderscheiden;
- een beschrijving van een beslismethode voor het vaststellen van een saneringswijze voor mobiele verontreinigingen op basis van kosteneffectiviteit die onderscheid kan maken naar verschillende gebieden.

1.3 Projectorganisatie

Gezien het belang van de afstemming van de inhoudelijke aspecten en de creatie van draagvlak, is als werkwijze binnen dit project gekozen voor een aantal werksessies waarin ideeën worden gegenereerd, uitgewerkt en ter toetsing worden voorgelegd. Om een te grote versnippering van de werkzaamheden te voorkomen en toch te komen tot consensus tussen de verschillende belanghebbenden, is het project georganiseerd via drie groepen:

- een *projectteam*, dat het proces begeleidt, de werksessies voorbereidt en de stukken uitwerkt;
- een *klankbordgroep* met direct betrokkenen, te weten: VROM, IPO, VEWIN, adviesbureaus en NOBIS (die een direct inhoudelijk en procedureel klankbord vormen voor het projectteam);
- een aantal *workshops* met mensen die vanuit de dagelijkse praktijk betrokken zijn (of zullen zijn) bij de afwegingsmethode.

De groepen zijn als volgt ingevuld:

Projectmanagement

- Harry Vermeulen, NOBIS
- Mark in 't Veld, Tauw

Projectteam

- Euro Beinat, IVM
- Jan Koolenbrander, Tauw
- Cors van den Brink, Iwaco

Klankbordgroep

- Henk Leenaers, TNO
- Annemieke Nijhof, Tauw
- Wim Kooper, Quintens
- Ed Meijerink, provincie Drenthe
- Ronald Verkooijen, provincie Gelderland
- Niek de Wit, VROM
- Bert Gosselink, VEWIN

In de eindfase heeft Michiel van Drunen (IVM) het projectteam geassisteerd bij het structureren en redigeren van de eindrapportage.

Aangezien de uitleg van het kabinetsstandpunt over mobiele verontreinigingen ruimte laat voor verscheidene interpretaties, heeft het projectteam tijdens de uitvoering van het project regelmatig overleg gevoerd met het kernteam om de opvattingen over de bedoelingen van het kabinetsstandpunt te toetsen aan de uitwerking van het begrip 'kosteneffectiviteit'. In vier werksessies is met de klankbordgroep gediscussieerd over deze begrippen en over de waarde en bruikbaarheid daarvan bij het ontwikkelen van de nieuwe afwegingssystematiek. In de laatste werksessie is getracht om de begrippen samen te brengen tot een 'afwegingsmethode'. Een overzicht van de werksessies:

- werksessie 1: filosofie;
- werksessie 2: effectiviteit/doelmatigheid;
- werksessie 3: efficiëntie en kosteneffectiviteit;
- werksessie 4: samenhang begrippen en voorstel voor afwegingsmethode.

De vier werksessies werden elk gevolgd door een workshop met betrokkenen, zoals adviseurs, beleidsmakers en vertegenwoordigers van bedrijven. In deze rapportage worden de workshopconclusies aangegeven in kaders. De meeste werksessies leidden niet tot eenduidige conclusies, mede omdat er nog onvoldoende informatie beschikbaar is om te overzien wat de precieze gevolgen zijn van de afwegingsmethodiek.

In de uitwerking van het project is veel aandacht geschonken aan kosteneffectiviteit en de relatie van de afwegingsmethodiek voor mobiele verontreinigingen en die van immobiele verontreinigingen (project 1a).

1.4 Leeswijzer

Het kenmerk van mobiele verontreinigingen is dat zij zich verspreiden en dat zij, los van de actuele blootstelling van mens en ecosysteem nu of in de nabije toekomst, op langere termijn blootstelling met zich mee zouden kunnen brengen. Deze potentiële risico's kunnen de gebruikswaarde van grond en grondwater in de toekomst beperken. Bovendien: zolang de verspreiding van verontreinigende stoffen zich voortzet met onzekerheden over de snelheid en duur van de verspreiding, zal bewaking van de verspreiding of beheersing daarvan in de vorm van nazorgmaatregelen noodzakelijk zijn. Hoofdstuk 2 beschrijft de criteria die immobiele en mobiele verontreinigingen van elkaar onderscheiden.

Bij het begrip 'kosteneffectiviteit' speelt de effectiviteit, de mate waarin een beoogd doel wordt bereikt, een centrale rol. De discussie die in het project met klankbordgroep en workshopdeelnemers is gevoerd, heeft zich in eerste instantie dan ook gericht op de doelstellingen van de sanering van mobiele verontreinigingen. Daarbij zijn drie verschillende doelstellingen in ogenschouw genomen:

- Blootstelling van mens en ecosysteem aan de verontreinigingen reduceren tot beneden een aanvaardbaar niveau (een doelstelling gericht op risicoreductie). De afwegingssystematiek in dit gebied is onderwerp van uitwerking in project 1a. Desalniettemin is bij de opzet van de beslissystematiek voor mobiele verontreinigingen risicoreductie als effect opgenomen. Directe aansluiting op de resultaten van project 1a wordt hierdoor vereenvoudigd.
- Mobiele verontreinigingen op zo'n manier verwijderen dat in de verontreinigde zone herstel van bodemkwaliteit plaatsvindt tot ten minste een minimaal (operationeel) doel. Getracht is om dit minimale operationele doel te koppelen aan gebiedsgerichte, met gebruikswaarde samenhangende grondwaterkwaliteitsdoelen.
- Verspreiding reduceren tot een niveau waarop beheersing en controle niet meer noodzakelijk zijn (nazorgloze situatie).

Bij de discussie is eveneens de nodige aandacht besteed aan de flexibiliteit van de te bereiken doelstellingen. Als een effectiviteitsafweging mogelijk moet zijn, is flexibiliteit in de mate waarin een doel wordt bereikt immers noodzakelijk. Het kader waarbinnen kosteneffectieve oplossingen kunnen worden gezocht, wordt enerzijds bepaald door minimaal te bereiken doelen of acceptatiecriteria voor alternatieven en anderzijds door het strategisch doel dat op termijn wordt nagestreefd (volledige verwijdering van de verontreinigingen). Verder wordt ingegaan op gebiedsgerichte differentiatie. Hoofdstuk 3 gaat beschrijft dit in detail.

In hoofdstuk 4 wordt de afwegingsmethodiek zelf besproken. Er is voor gekozen om geen methodiek met normen en criteria te ontwikkelen, maar een methodiek om de positieve effecten van verwijderen van mobiele verontreinigingen en de kosten die hiervoor

noodzakelijk zijn eenduidig in beeld te brengen. Bij de positieve effecten gaat het om reductie van risico's, verwijdering van vracht en beperking van verspreiding, zij het dat op het eerste punt in dit project niet nader wordt ingegaan. Bij de kosten gaat het niet alleen om geld, maar ook om ruimte (welk deel van schone bodem geef ik op?), tijd (hoe lang mag ik doen over de sanering?) en overige milieu-effecten. Het wordt vooralsnog aan de besluitvormers overgelaten om de afweging te maken tussen effecten en kosten. Het is echter denkbaar dat er op basis van praktijkervaring en evaluatie in de toekomst meer algemene normen, criteria of besluitregels kunnen worden vastgesteld.

De uitwerking is geïllustreerd met concrete cases (hoofdstuk 5) omdat gebleken is dat daardoor de haalbaarheid en relevantie van een methodiek het beste zichtbaar wordt. Daarna worden in hoofdstuk 6 de belangrijkste conclusies getrokken en worden aanbevelingen gedaan voor beleidsbeslissingen en de implementatie. Ten slotte zijn in deel II van dit rapport drie hoofdstukken opgenomen die dieper ingaan op de methodologische en technische achtergronden van de methodiek en de beschrijving van de gebruikte cases.

De meningen en voorkeuren die naar voren zijn gebracht tijdens de klankbordgroepvergaderingen en de workshops, zijn in deze teksten verwerkt en waar dat zinvol is expliciet opgenomen.

1.5 Dankwoord

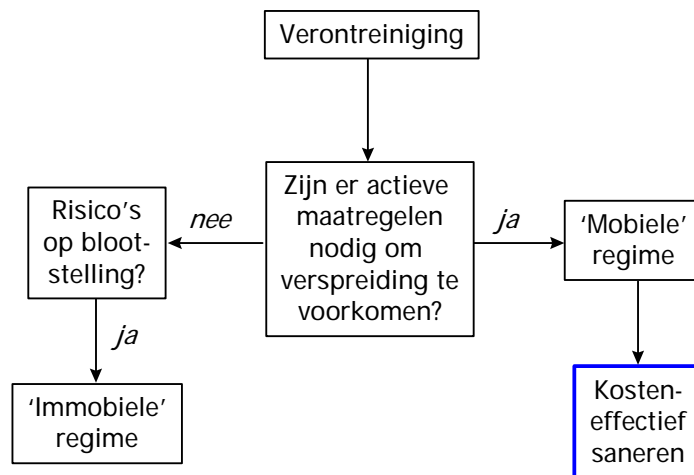
De auteurs bedanken de klankbordgroep, de leden van het kernteam, de workshopdeelnemers, collega's en alle anderen die hebben meegedacht, meegefilosofeerd en meegediscussieerd over de hier beschreven afwegingssystematiek en het bodembeleid in het algemeen.

2. MOBIELE EN IMMOBIELE VERONTREINIGING

In dit hoofdstuk worden mobiele en immobiele verontreiniging gedefinieerd in termen van de noodzaak tot actief beheer om verspreiding van verontreinigingen te voorkomen. Cruciaal is hierbij wat er precies onder 'verspreiding' wordt verstaan. Er worden suggesties gedaan voor mogelijke criteria voor de definiëring. Daarnaast wordt in dit hoofdstuk een beslisschema gegeven voor het verwijderen van verontreinigingen op locaties waar verspreiding een probleem is.

2.1 Achtergrond

Zoals is toegelicht in hoofdstuk 1, worden er verschillende beslisschema's ontwikkeld voor mobiele en immobiele verontreinigingen. Daarom moet worden vastgesteld onder welk regime een bepaalde verontreinigde locatie valt voordat er saneringsvarianten worden ontwikkeld. De vraag die dan moet worden gesteld, is: *Zijn er actieve maatregelen nodig om verspreiding van de verontreinigende stoffen te voorkomen?* Is het antwoord hierop nee, dan moet vervolgens worden vastgesteld of er risico's zijn op blootstelling aan mensen, ecosystemen of andere objecten. Als dit het geval is, moet het traject worden gevolgd dat is ontwikkeld voor immobiele verontreinigingen. Is het antwoord op de vraag ja, dan is er sprake van verspreiding en moet het traject van de mobiele verontreiniging (kosteneffectief saneren) worden gevolgd, dat in dit rapport wordt beschreven. Figuur 1 geeft dit schematisch weer. Als er onvoldoende gegevens zijn, moet het voorzorgprincipe worden gevolgd en moet de locatie als 'mobiel' worden gekenmerkt (zie ook paragraaf 2.3).



Figuur 1 Beslisschema voor het vaststellen of een verontreinigde locatie onder het regime voor immobiele (links) of voor mobiele verontreinigingen valt

Onder 'actieve maatregelen' wordt hier verstaan dat mensen technische maatregelen moeten uitvoeren die het doel hebben de stroming of diffusie van verontreinigende stoffen in de bodem of het grondwater te beïnvloeden. Dit kan gebeuren door de verontreinigende stoffen te verwijderen, precipiteren, (laten) afbreken of isoleren. Monitoring is dus geen 'actieve maatregel' zoals hier is bedoeld (zie ook paragraaf 2.3).

Met opzet spreken we in dit rapport - in tegenstelling tot het kabinetsstandpunt - bewust niet over (im)mobiele *verontreinigingen* maar over (im)mobiele *regimes*: de mate van verspreiding wordt immers bepaald door de combinatie van de verontreinigende stoffen, de bodem en andere omstandigheden op een locatie. Het onderscheidend criterium is steeds de noodzaak om actieve maatregelen te nemen.

2.2 Het vaststellen van de mate van verspreiding

Cruciaal bij de bovengenoemde vraagstelling over verspreiding is wat men precies onder 'verspreiding' verstaat. Door fysisch-chemische en andere processen kunnen verontreinigende stoffen vanuit de bodem in het grondwater of in ander bodemlagen stromen of diffunderen. De kans op verspreiding hangt af van de aard van de stof, van de aard van de bodem en van de specifieke omstandigheden (zoals grondwaterspiegel, vegetatie en temperatuur). Uiteraard bevat 'verspreiding' een tijdscomponent: na zeer lange tijd spoelt bijvoorbeeld zelfs DDT uit een kleilaag. Desalniettemin zullen de meeste bodemexperts van mening zijn dat de (kans op) verspreiding in zo'n situatie nihil is. Mogelijke grootheden voor de definitie van 'verspreiding' kunnen zijn:

1. toekomstige concentraties in het grondwater;
2. toekomstige vrachten in het grondwater;
3. toekomstige volumina verontreinigd grondwater.

Daarbij kunnen de volgende meetmethoden worden toegepast:

- Meten van concentraties op verschillende plaatsen op en rond een verontreinigde locatie. Door bemonstering gedurende een bepaalde tijd wordt gemeten hoe snel een verontreiniging zich verplaatst.
- Fysisch-chemisch modelleren. Met behulp van verdelingscoëfficiënten tussen water en bodem of retardatiefactoren kan de verspreidingssnelheid worden berekend.

De metingen bieden de gelegenheid om bovengenoemde grootheden te vertalen naar normen. Dit kunnen bijvoorbeeld zijn:

- Normwaarden die direct gerelateerd zijn aan concentraties of vrachten.
- Vaststellen van vuistregels. Een voorbeeld is de vuistregel die momenteel wordt gebruikt om urgentie vanwege verspreidingsrisico vast te stellen: als er meer dan een bepaalde hoeveelheid grondwater per jaar wordt verontreinigd met een concentratie hoger dan de interventiewaarde, is de sanering urgent.

De normen kunnen op verschillende geografische niveaus worden vastgesteld: landelijk, per regio of per locatie. Bij al deze uitgangspunten moet een grens worden getrokken: als de verspreiding onder deze grens blijft, valt de locatie onder het immobiele regime; als de verspreiding groter is, valt de sanering onder het mobiele regime.

2.3 Voorzorg en monitoring

Bepaalde verontreinigingssituaties kunnen onder het immobiele regime vallen maar kunnen door bepaalde veranderingen in de situatie of door nieuwe informatie (bijvoorbeeld binnen een tijdsbestek van dertig jaar) toch aanleiding geven tot een nieuwe beoordeling. In dat geval is het noodzakelijk dat via monitoring wordt gecontroleerd of er inderdaad geen verspreiding plaatsvindt. In het algemeen zou het volgende voorzorg-principe moeten gelden: als er gerede twijfel bestaat of er verspreiding plaats zal vinden, valt een locatie altijd onder het mobiele regime.

De resultaten van de workshops waren:

1. Er was geen duidelijke voorkeur voor een bepaalde meetmethode voor verspreiding. Wel werd er veel belang gehecht aan het voorkomen van verontreiniging van schone bodem en grondwater (wat uitdrukking van verspreiding in m³ suggereert) en aan gebruiksmogelijkheden (die veelal zijn gerelateerd aan concentraties).
2. Er is geen precies criterium mogelijk dat een mobiele casus onderscheidt van een immobiele casus. Er zijn wel voorbeelden te noemen die evident mobiel en evident immobiel zijn.

2.4 Voorbeelden mobiele en immobiele regimes

Als er sprake is van een evident mobiele verontreiniging, zoals een BTEX-verontreiniging in een goed doorlatende bodem, zal afhankelijk van de beschikbare gegevens met alledrie de bovengenoemde grootheden (paragraaf 2.2) worden vastgesteld dat deze verontreiniging verder beoordeeld dient te worden in het mobiele regime.

Dezelfde BTEX-verontreiniging kan echter heel anders worden beoordeeld in andere bodemtypes. Bij een BTEX-verontreiniging in een ondoorlatende kleigrond bijvoorbeeld, waarvan via monitoring is vastgesteld dat er geen sprake is van verspreiding, zijn (op dit moment) geen actieve maatregelen nodig om verspreiding te voorkomen. Deze verontreinigingssituatie kan dus onder voorwaarde van geregelde monitoring worden gekwalificeerd als immobiel¹, totdat uit de monitorgegevens blijkt dat er actieve maatregelen nodig zijn om verspreiding te voorkomen.

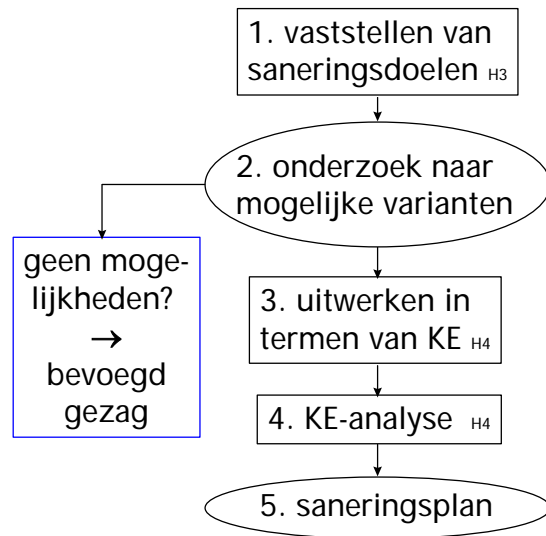
Bij een BTEX-verontreiniging in een goed doorlatende zandgrond, waarbij via veld- en laboratoriumonderzoek is vastgesteld dat er sprake is van een stabiele pluim omdat er evenwicht is tussen verspreiding en natuurlijke afbraak, zijn (op dit moment) geen actieve maatregelen nodig om verspreiding te voorkomen. Ook deze verontreinigingssituatie kan dus onder voorwaarde van geregelde monitoring worden 'geparkeerd', totdat uit de monitorgegevens blijkt dat er actieve maatregelen nodig zijn om verspreiding te voorkomen.

Gedurende de tijd dat een verontreinigingssituatie is 'geparkeerd', kan worden gezocht naar andere, betere of slimmere saneringsconcepten. Een ervan kan zijn dat de stabiele pluim langzaam verandert in een 'krimpende pluim'. Deze constatering zal de noodzaak om actief in de verontreinigingssituatie in te grijpen nog verder reduceren. Een andere mogelijkheid is dat de (meta)stabiele pluim zich door wijzigingen in de (geohydrologische) situatie toch verder verspreidt. In dat geval zijn er actieve maatregelen nodig om verspreiding te voorkomen en dient de verontreiniging (opnieuw) te worden beoordeeld in het mobiele regime.

2.5 Beslisschema voor het verwijderen van mobiele verontreinigingen

Als een locatie onder het regime van de 'mobiele verontreinigingen' valt, moet de locatie worden gesaneerd met een kosteneffectieve methode. Hiervoor is een beslisschema vastgesteld dat bestaat uit vijf stappen, die in dit rapport worden uitgewerkt en toegelicht. De stappen komen daarom overeen met de structuur van dit rapport. Figuur 2 toont het schema in grote lijnen.

¹ Dit heeft tot gevolg dat eventueel blootstellingsrisico moet worden weggenomen.



Figuur 2 Beslisschema voor kosteneffectieve bodemsaneringen

1. In stap 1 wordt vastgesteld wat de saneringsdoelen zijn, ofwel wat de minimale eisen zijn waaraan een saneringsvariant moet voldoen. Deze minimale eisen kunnen bijvoorbeeld worden geformuleerd in termen van eindconcentraties, tijdslimieten of vrachten. Dit wordt verder toegelicht in hoofdstuk 3.
2. In stap 2 worden de mogelijke saneringsvarianten uitgewerkt. Als er geen varianten zijn die voldoen aan de in stap 1 vastgestelde doelen en de beschikbare financiële middelen, is er overleg nodig met het bevoegd gezag.
3. In stap 3 worden de varianten die voldoen aan de in stap 1 vastgesteld doelen uitgewerkt in termen van kosten en effectiviteit. In hoofdstuk 4 wordt toegelicht op welke wijze dat kan worden gedaan.
4. Stap 4 is de analyse van de resultaten van stap 3. Hoe kunnen de beoordeelde varianten worden gerangschikt op basis van hun kosteneffectiviteit? Hoofdstuk 4 geeft hiervoor een handreiking.
5. In stap 5 wordt het saneringsplan voor de gekozen saneringsvariant opgesteld.

3. VASTSTELLEN VAN SANERINGSDOELEN

Strategische doelstellingen (zoals eliminatie van vrachten, risico's, verspreiding of het halen van bepaalde eindconcentraties) bepalen saneringsoperaties in het algemeen, maar technische en financiële randvoorwaarden dwingen vaak tot een flexibilisering van deze doelstellingen op het niveau van locaties. Om te voorkomen dat er een voor mens en milieu onwenselijke eindsituatie ontstaat, kunnen er ook minimale operationele doelen (MOD's) worden vastgesteld. Het criterium 'kosteneffectiviteit' kan dan helpen bij de vaststelling van de saneringsmethode die moet worden toegepast. Dit kan gebeuren op basis van locatiespecifieke invulling van *kosten* en *effectiviteit*. Belangrijke criteria voor vaststelling van de MOD's zijn onder meer de functie en kwaliteit van het grondwater.

Als er flexibiliteit wordt toegestaan in de te bereiken einddoelen van een sanering in het mobiele regime en als functiegerichte sanering van verontreinigingen in het immobiele regime wordt toegestaan, heeft dat consequenties voor de saneringsaanpak. In het algemeen zal, explicieter dan tot nu toe het geval was, de (actuele of potentiële) blootstelling sturend zijn voor de noodzaak en keuze van een saneringsaanpak. Aan de hand hiervan en van de verspreidingsrisico's worden de gebieden A, B en C gedefinieerd. Voor elk gebied kan in principe een specifiek saneringsdoel worden vastgesteld.

3.1 Kosteneffectiviteit, flexibiliteit en strategische doelstellingen

3.1.1 Effectiviteit en strategische doelstellingen

'Effectiviteit' is hier gedefinieerd als de afstand tussen de resultaten van de sanering en de doelstellingen van de sanering. Als dit doel wordt bereikt, is de effectiviteit maximaal. Omdat er verschillende doelstellingen mogelijk zijn (bijvoorbeeld verwijdering van verontreiniging, reductie van de risico's voor mensen en ecosystemen), moeten er gewoonlijk ook verschillende criteria zijn waarmee de effectiviteit kan worden vastgesteld. Effectiviteit is locatiespecifiek: wat bij de ene locatie effectief is, hoeft bij een andere helemaal niet effectief te zijn. Op een locatie is effectiviteit een absolute maat die alleen wordt bepaald door het einddoel en die onafhankelijk is van de middelen (grondstoffen, geld, tijd) die daarvoor nodig zijn.

Voor de invulling van effectiviteit moeten er dus expliciete einddoelen worden geformuleerd. Het expliciete einddoel van saneringsmaatregelen is volledige verwijdering van de verontreiniging, of liever nog herstel van de intrinsieke waarde van de bodem. Dit wordt de *strategische doelstelling* van de sanering genoemd. Het kabinetsstandpunt geeft aan dat in het mobiele regime de doelstelling is de verontreinigingen te verwijderen. Dat betekent dus ook dat de risico's op actuele en potentiële blootstelling en op verspreiding worden geëlimineerd.

3.1.2 Kosten

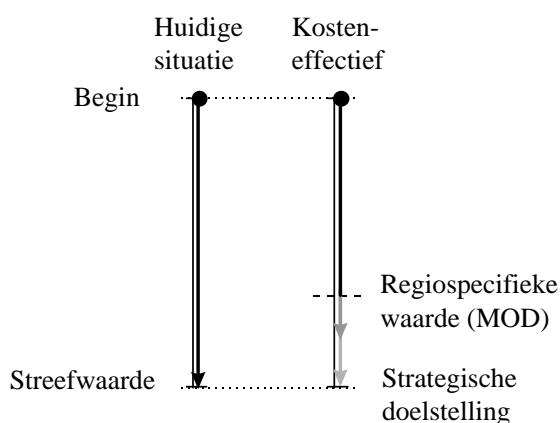
'Kosten' zijn hier gedefinieerd als de grondstoffen- en middeleninzet die nodig is om de saneringsresultaten te behalen. In het eenvoudigste geval zijn dit alleen de financiële uitgaven. In het algemeen bestaan de kosten uit alle benodigde middelen (natuurlijke bronnen, tijd, ruimte, milieuvorraden enzovoort). Ook voor kosten zijn er dus verschillende doelstellingen en zijn er ook verschillende criteria voor het vaststellen van kosten nodig.

De waardering van de elementen in de kosten kan regionaal verschillen, bijvoorbeeld omdat grondwater in bepaalde regio's een andere functie (drinkwaterfunctie, ecologische functie, algemene functie) of een andere kwaliteit heeft (als gevolg van bestaande natuurlijke of antropogene belasting). Daarmee is niet alleen effectiviteit regiospecifiek maar zijn ook de kosten regiospecifiek.

Kosteneffectiviteit meet de toename in effectiviteit die wordt behaald als er een additionele hoeveelheid geld (of andere middelen) wordt ingezet voor de sanering. Het is dus een relatief concept dat zinvol is ter vergelijking van saneringsvarianten op een locatie.

3.1.3 Flexibiliteit

Zoals is aangegeven in paragraaf 1.1 en in de formulering van de opdracht, geeft het kabinetsstandpunt aan dat er een zekere mate van flexibiliteit is in de te bereiken einddoelen van een sanering: "Mobiele verontreiniging moet verwijderd worden, echter, er is een grens aan tot waar dat zinvol is..." Daarnaast bestaat er de behoefte om deze grens gebiedsgericht in te vullen, waarmee deze grens een soort regiospecifieke waarde wordt. Figuur 3 geeft dit schematisch weer.



Figuur 3 Het kabinetsstandpunt geeft aan dat er enige ruimte is voor de aanpak van bodemsanering ten aanzien van het te behalen eindresultaat

Deze flexibiliteit is een belangrijke voorwaarde voor de verder uitwerking van het begrip *costeffectiveness* als sturingsconcept. Binnen de bandbreedte tussen het strategische doel en een regiospecifieke waarde kan de kosteneffectiviteit een rol spelen bij het vaststellen of het behaalde einddoel de inzet van een bepaalde hoeveelheid middelen wel rechtvaardigt.

Uiteraard zijn er verschillende gradaties mogelijk in flexibiliteit. In principe zijn er drie gevallen:

Vaste standaard (geen flexibiliteit)	Het einddoel moet worden gehaald. De saneringsvariant die dit doel haalt tegen de laagste kosten, wordt gekozen.
Flexibiliteit op een locatie	Een einddoel wordt vastgesteld, maar een bepaald bereik van slechtere resultaten wordt toegestaan op grond van kosteneffectiviteit. Hier zijn criteria nodig voor het bepalen van kosteneffectiviteit. Als er bijvoorbeeld een excessieve inzet nodig is van geld of grondstoffen vergeleken met bepaalde gemiddelde waarden, kun-

nen hogere eindconcentraties aanvaardbaar zijn.

Regionale standaard

Als verschillende verontreinigde locaties een bepaalde milieuvorraad bedreigen, bijvoorbeeld een grondwaterreservoir, kan een inferieure oplossing bij een van die locaties worden gecompenseerd door een superieure oplossing bij een andere locatie. Hier ligt dus de nadruk op het halen van het einddoel van de milieuvorraad in plaats van het einddoel voor elke locatie afzonderlijk.

Het eerste geval (vaste standaard) correspondeert met strikte hantering van het multifunctionaliteitsprincipe. De enige beslissingsvariabele is kosten (in algemene termen, dus inclusief grondstoffen en dergelijke), terwijl de effectiviteit altijd maximaal moet zijn. Het derde geval (regionale standaard) combineert een sterke toename van de milieukwaliteit met economische efficiëntie. De oorzaak hiervan is dat hetzelfde regionale einddoel kan worden bereikt tegen lagere kosten, of een ambitieuzer einddoel tegen gelijke kosten, omdat de middelen op de efficiëntste wijze worden verdeeld over de verontreinigde locaties.

De hier beschreven systematiek sluit aan bij het tweede geval: flexibiliteit op een locatie.

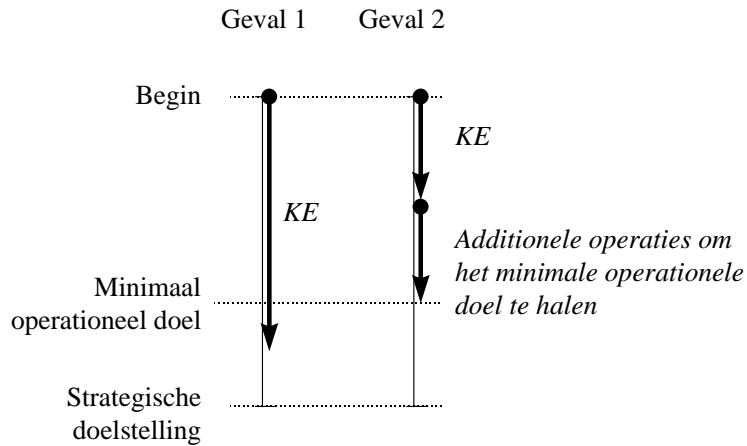
Uit de discussies binnen de klankbordgroep en de workshop is gebleken dat er veel draagvlak is voor flexibele doelstellingen, met name op locatieniveau. Deze gedachtegang komt ook tot uiting bij de belangrijkste argumenten die worden genoemd bij de keuze van een saneringsdoelstelling. Hierbij worden genoemd:

- risicoreductie;
- geschiktheid voor gebruik;
- bescherming van potentieel gebruik;
- geen verspreiding van verontreinigingen.

Pas in tweede instantie wordt een 'schone bodem' of 'schoon grondwater' als expliciete strategische saneringsdoelstelling genoemd.

3.2 Minimale operationele doelen (MOD's)

De strategische doelstelling van de sanering of saneringsoperatie is volledige verwijdering van de verontreiniging, of liever nog herstel van de intrinsieke waarde van de bodem. Dit houdt in dat we daar zo dicht mogelijk in de buurt willen komen met de gekozen saneringsaanpak. Doordat er een zekere mate van flexibiliteit wordt toegestaan, is het mogelijk dat we in individuele gevallen toch vrij ver van die doelstelling eindigen. Dat kan worden voorkomen door een *minimaal operationeel doel* (MOD) te introduceren. Deze (regiospecifieke) waarde stelt een grens aan de mate van flexibiliteit en legt dus de bandbreedte van de te bereiken resultaten vast. Het eindresultaat moet dus uitkomen tussen de strategische doelstelling en het MOD in, ongeacht de benodigde kosten (zie ook figuur 4). De MOD's kunnen worden vastgesteld voor elk van de saneringsdoelen, zoals verwijdering van de verontreiniging, verspreiding en blootstellingsreductie.



Figuur 4 Kosteneffectiviteit (KE) en minimale operationele doelen; bij geval 2 is de saneringsresultaat pas acceptabel als er extra inspanningen worden gedaan

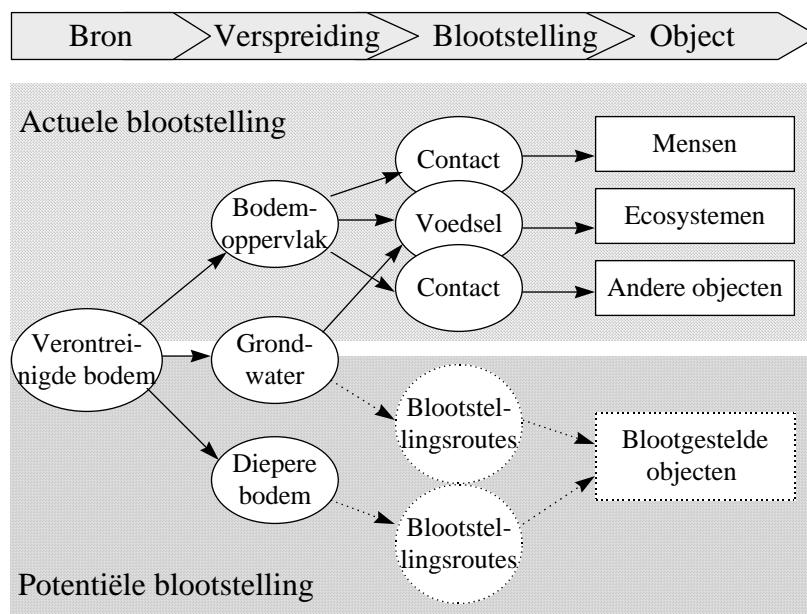
Om de afweging afhankelijk te kunnen maken van de regio, kunnen deze MOD's op regionaal niveau worden vastgesteld. De MOD's zijn de randvoorwaarden waaraan elke saneringsvariant in principe moet voldoen. Geval 2 in figuur 4 is dus zonder additionele operaties niet acceptabel.

3.3 Gebieden met verschillende blootstellingsregimes

3.3.1 Actuele en potentiële blootstelling

Zoals gezegd heeft het consequenties voor de saneringsaanpak als er flexibiliteit wordt toegestaan in de te bereiken einddoelen van een sanering in het mobiele regime en als functiegerichte sanering van verontreinigingen in het immobiele regime wordt toegestaan. In het algemeen zal, explicieter dan tot nu toe het geval was, de (actuele of potentiële) blootstelling sturend zijn voor de noodzaak en keuze van een saneringsaanpak.

Figuur 5 toont mogelijke blootstellingsroutes bij bodemverontreiniging. Er zijn in principe twee types: een directe route en een potentiële route. Bij de *actuele blootstellingsroute* is er een duidelijke schakel tussen de aanwezige verontreinigingen en het blootgestelde object (bijvoorbeeld een mens of een ecosysteem). Blootstelling en risico zijn hier de maatstaven waarmee de ernst van de verontreiniging en de kwaliteit van de sanering worden gemeten: bodemverontreiniging wordt gemeten in termen van risico's. Bij de *potentiële blootstellingsroute* is de schakel tussen de bron en het object niet zo duidelijk en kan deze schakel daardoor niet precies in kaart worden gebracht. Dit is bijvoorbeeld het geval bij verontreinigd grondwater dat niet direct in contact staat met mensen of ecosystemen.



Figuur 5 Blootstellingsroutes bij bodemverontreiniging

Bij de potentiële blootstelling wordt een milieuvoorraad bedreigd (bijvoorbeeld diep grondwater). Er zijn echter geen mensen of ecosystemen waaraan het risico op aantasting milieu kan worden gemeten.² Daardoor moeten de potentiële gebruikers (bijvoorbeeld industrie of landbouw) worden geïdentificeerd en moet de kwaliteit van de milieuvoorraad worden gehandhaafd, zodat deze beschikbaar blijft voor de potentiële gebruikers in de toekomst. Hier wordt dus niet zozeer een *blootgesteld object* beschermd maar een functie van een *milieuvoorraad*.

Bij de actuele blootstelling betekent een lage milieukwaliteit dat er specifieke effecten optreden bij het blootgestelde object. Aanvaarding van lage milieukwaliteit betekent dus tegelijkertijd aanvaarding van de overeenkomstige effecten. Bij de potentiële blootstelling is de milieukwaliteit gerelateerd aan de keuzemogelijkheden voor het gebruik van bodem en grondwater als milieuvoorraden. Dit houdt in dat een toename in de verontreiniging niet gepaard gaat met een toename van het risico voor sommige objecten maar met een afname van de toekomstige gebruiksmogelijkheden.

Tijdens de discussies in de klankbordvergaderingen en workshops is door de betrokkenen naar voren gebracht dat het onderscheid tussen actuele en potentiële risico's bij de beoordeling van een verontreiniging en het kiezen van een saneringsaanpak sturender is dan het onderscheid tussen mobiel en immobiel. De mobiliteit van verontreinigingen is uiteraard wel een sturend gegeven bij de verdere uitwerking en inrichting van de sanering.

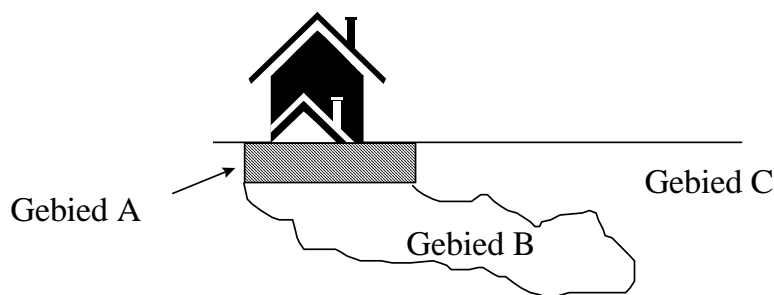
In het mobiele regime spelen de potentiële risico's (verspreiding) evenwel een veel belangrijkere rol dan in het immobiele regime.

² In de toekomst kan er echter wel degelijk actuele blootstelling plaatsvinden.

3.3.2 A-, B- en C-gebieden: blootstelling, functies en verspreiding

De benadering van actuele en potentiële blootstellingen is vertaald naar verontreinigde locaties in de vorm van drie verschillende gebieden (A, B en C). Figuur 6 toont een fictieve locatie met deze drie gebieden.

- Gebied A: In dit gebied vindt de actuele blootstelling plaats, want hier zijn risico's aanwezig voor de gebruikers van de grond en moeten de functies van het gebied worden beschermd. De begrenzing van gebied A wordt bepaald door de overlap tussen (1) de verontreiniging, (2) de blootgestelde objecten en (3) de blootstellingsroutes bij het huidige gebruik van de bodem (functies).
- Gebied B: Dit gebied komt overeen met de potentiële blootstellingsroute. In dit geval zijn de bodem en het grondwater verontreinigd, zodat er maar een beperkt aantal gebruiksmogelijkheden resteert. De grenzen worden bepaald door de locatie van de verontreiniging (de pluim) en gebied A.³
- Gebied C: Ook hier is sprake van potentiële blootstelling. Hoewel het gebied nog niet is verontreinigd, wordt het wel bedreigd door verspreiding van de pluim in de toekomst. De grootte van dit gebied is afhankelijk van de verspreidingsmechanismen.



Figuur 6 De gebieden A, B en C worden vastgesteld aan de hand van blootstelling en verspreidingsrisico

De gebieden hebben geen scherpe (geografische) grenzen en bovendien kunnen de grenzen veranderen in de tijd. Het doel van het onderscheid is ondersteuning te bieden bij keuzes tussen saneringsopties en *niet* tussen specifieke technieken.

De indeling in A, B en C is van belang omdat de saneringsaanpak en daarmee kosteneffectiviteitsaspecten afhangen van de blootstellingsroutes (actueel of potentieel) en van de mogelijkheden voor verspreiding van de verontreinigingen. In gebied A wordt bijvoorbeeld reductie van de actuele blootstelling nagestreefd. Dit kan worden vertaald naar de effectiviteitsaspecten 'blootstellingsreductie' en 'schoon oppervlak'. In gebied B speelt actuele blootstelling geen rol en is sanering gericht op bescherming van functies door herstel van de bodemkwaliteit. De bescherming van functies kan worden vertaald naar het effectiviteitsaspect 'schone bodem'. Verspreiding van verontreinigingen naar gebied C leidt tot het opgeven van potentiële functies in deze zone, waar wordt gestreefd naar een nazorgloze situatie.

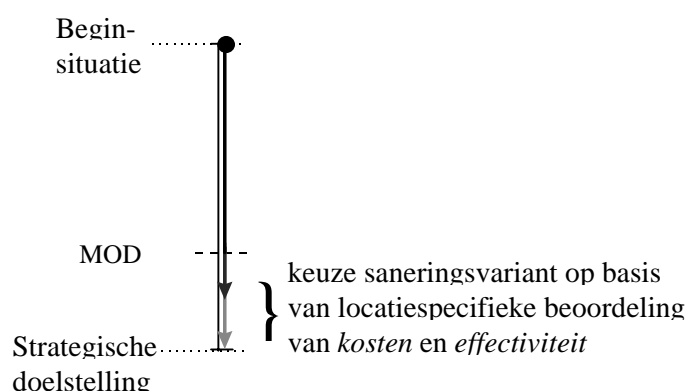
³ Voor alle duidelijkheid: als er sprake is van actuele blootstelling aan ecosystemen, hoort een gebied te worden gekwalificeerd als 'A' en *niet* als 'B'.

Dit heeft ook consequenties voor de toepassing van de MOD's. Bij gebied A speelt bijvoorbeeld vooral het MOD voor blootstellingsreductie een rol, en bij gebied C vooral de (regiospecifieke waarde voor de) MOD voor het voorkomen van verspreiding.

Met andere woorden:

- Met de indeling in A, B en C wordt het bereik vastgesteld van doelstellingen waaraan mogelijke saneringsvarianten voor de verschillende delen van de verontreinigde locatie (A, B en C) moeten voldoen.
- Binnen het bereik van de saneringsdoelstellingen voor A, B en C kunnen saneringsvarianten worden gekozen en worden vergeleken in termen van kosteneffectiviteit.

De relatie tussen de bandbreedte in doelen en ruimte voor (verschillen in) saneringsaanpak op locatieniveau is geïllustreerd in figuur 7.



Figuur 7 Relatie tussen strategische doelstelling, regionaal gesteld minimaal operationeel doel (MOD) en invulling van kosteneffectief saneren op locatieniveau

Uiteraard moet er een MOD worden vastgesteld voor gebieden waar een actueel blootstellingsrisico is. De meeste workshopdeelnemers vonden dat er ook MOD's voor de verwijdering van vrachten noodzakelijk zijn. Het leek hen dat deze MOD's op subregionaal of regionaal moeten worden vastgesteld.

Alle deelnemers waren voor MOD's voor verspreiding. Deze MOD's moeten volgens de meesten van hen afhangen van het potentieel gebruik van het gebied dat wordt bedreigd door verspreiding. Ook hier was een voorkeur voor een subregionaal of regionaal niveau van vastlegging.

In dit rapport worden geen concrete waarden voor MOD's voorgesteld, omdat er op dit gebied nog veel verschillende visies heersen.

☞ In paragraaf 7.1 wordt dieper ingegaan op het onderscheid tussen potentiële blootstelling en actuele blootstelling en op de consequenties van dit onderscheid.

☞ In paragraaf 7.2 wordt ingegaan op het meten van effectiviteit.

☞ *In paragraaf 7.3 wordt verder ingegaan op het vaststellen van de minimale operationele doelen (MOD's).*

4. KIEZEN TUSSEN VARIANTEN OP BASIS VAN KOSTENEFFECTIVITEIT

Als de strategische doelstelling en de MOD's zijn vastgesteld, wordt voor een locatie een aantal saneringsvarianten uitgewerkt die uiteraard minimaal moeten voldoen aan de MOD's. Welke variant daadwerkelijk moet worden uitgevoerd, hangt af van de kosteneffectiviteit van de mogelijke varianten. Dit wordt uitgewerkt in de vorm van definities, operationalisering van effectiviteit en de introductie van de tweedimensionale kosteneffectiviteitsruimte.

4.1 Het beslisschema gebaseerd op kosteneffectiviteit

In principe zijn alle oplossingen in een kosteneffectiviteitsanalyse potentieel juist. Maar in de analyse mogen alleen varianten worden meegenomen die voldoen aan de randvoorwaarden (zoals de MOD's). Sommige van die varianten kunnen worden verworpen, maar dit kan uitsluitend op basis van kosteneffectiviteitsuitgangspunten.

De kosteneffectiviteitsanalyse beoogt het volgende:

1. (sanerings)varianten beoordelen in termen van kosten en in termen van effectiviteit;
2. de vergelijking tussen de varianten ondersteunen;
3. de keuze voor de kosteneffectiefste variant ondersteunen en deze keuze rechtvaardigen.

Het beslisschema is gebaseerd op multicriteria-analyse en op de volgende onderdelen:

1. een lijst met *aspecten* die de resultaten van de sanering beschrijven;
2. een *prestatietabel* die de prestaties van een variant op elk aspect samenvat;
3. een *kosteneffectiviteitswaardering* die de ruwe gegevens (zoals geld, vracht en blootstelling) vertaalt naar een kosten- en effectiviteitsscore;
4. de *kosteneffectiviteitsanalyse*: een stapsgewijze procedure voor de vergelijking van varianten en voor de keuze van de kosteneffectiefste oplossing.

4.2 De keuze van aspecten

De keuze van de aspecten die relevant zijn voor de analyse, is afhankelijk van de saneringsdoelstellingen. Uiteraard moeten de benodigde gegevens meetbaar en (potentieel) beschikbaar zijn. In grote lijnen is dezelfde redenering gebruikt als bij RMK. De geselecteerde aspecten staan in tabel 1. De volgende punten zijn van belang:

- De aspecten moeten zijn geordend in kostenaspecten (hoe hoger de waarde bij een sanering, hoe slechter de prestatie) en effectiviteitsaspecten (hoe hoger, hoe beter).
- De lijst met aspecten moet zo volledig mogelijk zijn, wat betekent dat in veel gevallen een of meer aspecten irrelevant zijn (bijvoorbeeld risicoreductie als er geen blootstelling plaatsvindt).
- Voor een aantal aspecten kunnen in principe andere definities en prestatie-indicatoren worden vastgesteld (met name voor verspreiding). In deze lijst is gekozen voor de eenvoudigste benadering. Tijdelijke verspreiding wordt zichtbaar in het aspect 'verspreiding' én in het aspect 'schone bodem'. Een nadere discussie over criteria staat in paragraaf 4.6.
- Aan de hand van de opgedane ervaring moet worden onderzocht of er mogelijk sprake is van dubbeltellingen.

Geld meet de netto contante waarde van alle activiteiten. De RMK-systematiek is hiervoor geschikt.

Tijd meet de duur van de activiteiten. De sanering is gereed als de saneringsdoelstellingen zijn gehaald, bijvoorbeeld:

1. als er voor de resterende verontreiniging evenwicht is bereikt tussen natuurlijke afbraak en verspreiding bij een concentratie die de functie van de locatie niet in de weg staat (een stabiele pluim);
2. als de resterende verontreiniging een concentratie heeft die zo laag is dat er geen actief beheer meer nodig is;
3. als de verontreiniging is verwijderd.

Verspreiding heeft twee dimensies: *volume* en *oppervlak*. De eerste vorm van verspreiding is het volume dat door verspreiding zal worden verontreinigd over een periode van dertig jaar. Het idee hierachter is dat potentiële risico's moeten worden geminimaliseerd. Oppervlakteverspreiding meet het maximale oppervlak waar beperkingen gelden door verspreiding (tenminste, tijdens de saneringsperiode). Dit is direct gerelateerd aan het gebruik van het oppervlak en daardoor is kennis van de actuele blootstellingsroutes noodzakelijk.

Luchtverontreiniging, waterverontreiniging, afval en energie volgen dezelfde redeneringen als bij RMK. Zij geven aan dat saneringsoperaties aanleiding kunnen geven tot verplaatsing van verontreiniging naar andere milieucompartimenten en tot het gebruik van niet-hernieuwbare grondstoffen.

Schone bodem is een indicatie van het volume schone bodem (grond en grondwater zonder verontreinigingen) dat wordt geproduceerd door de saneringsoperaties. Het is gelijk aan het verschil tussen de hoeveelheid voor en na de sanering. De filosofie is dat er door de sanering zo veel mogelijk schone bodem ontstaat die voor zo veel mogelijk toepassingen geschikt is.

Schoon oppervlak geeft aan dat de sanering moet resulteren in een zo groot mogelijk oppervlak zonder beperkingen voor het huidige gebruik. Hier wordt dus rekening gehouden met het feit dat bepaalde varianten (zoals IBC) geen schone locaties opleveren.

Blootstellingsreductie komt overeen met de term *risicoreductie* in RMK. Een blootstellingsreductie met 100% houdt in dat de blootstelling tot 0 is gereduceerd.

Vrachtverwijdering meet de hoeveelheid vracht van verontreiniging die wordt verwijderd tijdens de sanering. De filosofie is dat er zo veel mogelijk verontreinigende stoffen worden verwijderd van de locatie.

Tabel 1 Aspecten voor het bepalen van kosteneffectiviteit

Doelstellingen	Toelichting	Aspect	Indicatoren en eenheden
Kostenaspecten			
Minimaliseer uitgaven		Geld	kFl.
Minimaliseer de tijd die nodig is voor de sanering	Geeft aan dat de operatie zo snel mogelijk moet worden afgerond	Tijd	Jaar
Minimaliseer de verspreiding in termen van actuele blootstelling en potentiële risico's	Voorkom altijd mogelijke verspreiding van verontreiniging, tenzij dat technisch of financieel onmogelijk is	Verspreiding (V)	Maximale volume (m ³) grondwater dat gedurende dertig jaar wordt verontreinigd
		Verspreiding (O)	Maximale oppervlak (m ²) dat in gebruiksmogelijkheden wordt beperkt door verontreinigingen van bodem of grondwater
Minimaliseer contaminatie van andere milieucompartimenten	Activiteiten kunnen leiden tot luchtverontreiniging	Luchtverontreiniging	Luchtemissie-equivalenten (Leq)
	Afval kan worden geproduceerd	Afval	Afval (m ³)
	De sanering kan verplaatsing van verontreinigingen van bodem en grondwater naar het oppervlaktewater tot gevolg hebben	Oppervlaktewater	Oppervlaktewaterequivalenten (Weq)
Minimaliseer het gebruik van schaarse grondstoffen	Het gebruik van niet-hernieuwbare energiebronnen moet worden geminimaliseerd	Energie	Energiegebruik (GJ)
Effectiviteitsaspecten			
Maximaliseer de productie van schone bodem	Activiteiten moeten leiden tot zo veel mogelijk schone bodem (grond en grondwater)	Schone bodem (V)	Volume (m ³) schone bodem die wordt geproduceerd
Maximaliseer de productie van oppervlak zonder gebruiksbepalingen	Activiteiten moeten leiden tot zo veel mogelijk bruikbaar oppervlak	Schoon oppervlak (O)	Oppervlak (m ²) dat beschikbaar komt voor een bepaalde functie
Maximaliseer de vermindering van het risico op blootstelling voor mensen, ecosystemen en andere objecten	Activiteiten moeten het risico op blootstelling zo klein mogelijk maken, in ieder geval kleiner dan de gebruiksnormen	Blootstellingsreductie	Percentage blootstellingsreductie ten opzichte van de huidige situatie
Maximaliseer de hoeveelheid verwijderde vracht	Activiteiten moeten zo veel mogelijk van de verontreinigende stoffen verwijderen	Vracht verwijderd	Van de locatie verwijderde vracht (kg)

4.3 De prestatietabel

In tabel 2 staat een voorbeeld van een prestatietabel met vier varianten en de twaalf aspecten. Daarbij zijn ook aspecten meegenomen die horen bij functionele sanering (minimaliseer de blootstelling ten minste tot het voor de functie benodigde niveau). Variant 1 en variant 2 halen alle blootstellingsmogelijkheden weg, maar variant 2 doet dit zonder de verontreinigingen weg te halen (IBC). Variant 4 is alleen mogelijk als er tolerantie is ten aanzien van tijdelijke verspreiding.

Tabel 2 Prestatietabel voor vier hypothetische saneringsvarianten

		V1	V2	V3	V4
Kostenaspecten					
Geld	kFl.	5000	6000	3500	1450
Tijd	jaren	6	30	10	30
Verspreiding (V)	m ³	0	0	0	60000
Verspreiding (O)	m ²	0	0	0	10000
Luchtverontreiniging	Leq	7500	17500	7000	500
Afval	m ³	100	35	50	10
Oppervlaktewater	Weq	0	0	0	0
Energie	GJ	4673	10709	4266	300
Effectiviteitsaspecten					
Schone bodem (V)	m ³	80000	0	80000	78000
Schoon oppervlak (O)	m ²	14000	0	14000	13000
Blootstellingsreductie	%	100	100	100	98
Vracht verwijderd	kg	1600	600	1550	1500

4.4 Kosteneffectiviteitswaardering

Zoals eerder vermeld, gaat het er in dit rapport steeds om dat er een relatieve afweging wordt gemaakt tussen de varianten op één locatie. Een kostenindex en een effectiviteitsindex kunnen worden gerelateerd aan elke variant via een gewogen som van de prestaties op respectievelijk de kostenaspecten en de effectiviteitsaspecten. In

formule:
 $Kosten (K) = f(\text{geld, tijd, verspreiding V, verspreiding O, luchtverontreiniging, afval, waterverontreiniging, energiegebruik})$

$Effectiviteit (E) = g(\text{schone bodem, schoon oppervlak, blootstellingsreductie, vrachtverwijdering})$

De bijdrage van elk kostenaspect aan de totale kosten hangt af van het relatieve belang (het gewicht) van elk kostenaspect. Hetzelfde geldt uiteraard voor de effectiviteitsaspecten. Als sommige gewichten gelijk aan 0 zijn, worden de formules eenvoudiger. In het eenvoudigste geval worden er maar één kostenaspect en één effectiviteitsaspect meegenomen. Alle andere hebben dan de waarde 0. Bijvoorbeeld:

$Kosten (K) = f(\text{geld})$

$Effectiviteit (E) = g(\text{vrachtverwijdering})$

In dit geval betekent kosteneffectiviteit dat vracht zo veel mogelijk wordt verwijderd tegen zo laag mogelijke kosten. Gewoonlijk spelen echter veel meer aspecten een rol van betekenis.

Indices voor kosten (K) en effectiviteit (E) kunnen worden bepaald door de volgende stappen te doorlopen:

1. selectie van twee ankerpunten voor elk aspect voor normalisatie (zie paragraaf 8.2);
2. normalisatie van de aspecten, zodat alle aspecten in vergelijkbare eenheden worden weergegeven (ook dit wordt nader uitgewerkt in paragraaf 8.2);
3. vaststelling van de gewichten voor elk aspect om het relatieve belang weer te kunnen geven (zie paragraaf 8.3);
4. berekening van de K- en E-indices, de gewogen som van de genormaliseerde prestaties.

Tabel 3 bevat een voorbeeld van mogelijke gewichten. De bijbehorende K- en E-indices staan in tabel 4. Figuur 8 geeft een grafische weergave van deze resultaten. Variant 1, 3 en 4 hebben een hoge index voor effectiviteit, maar variant 4 heeft relatief hoge kosten. Variant 3 is duur (slechte K-index) en minder effectief (lage E-index).

Tabel 3 Een voorbeeld van een gewichtenset: geld, tijd en verspreiding leveren de hoogste bijdragen aan de K-index; schone bodem, blootstellingsreductie en vrachtverwijdering leveren de hoogste bijdragen aan de E-index

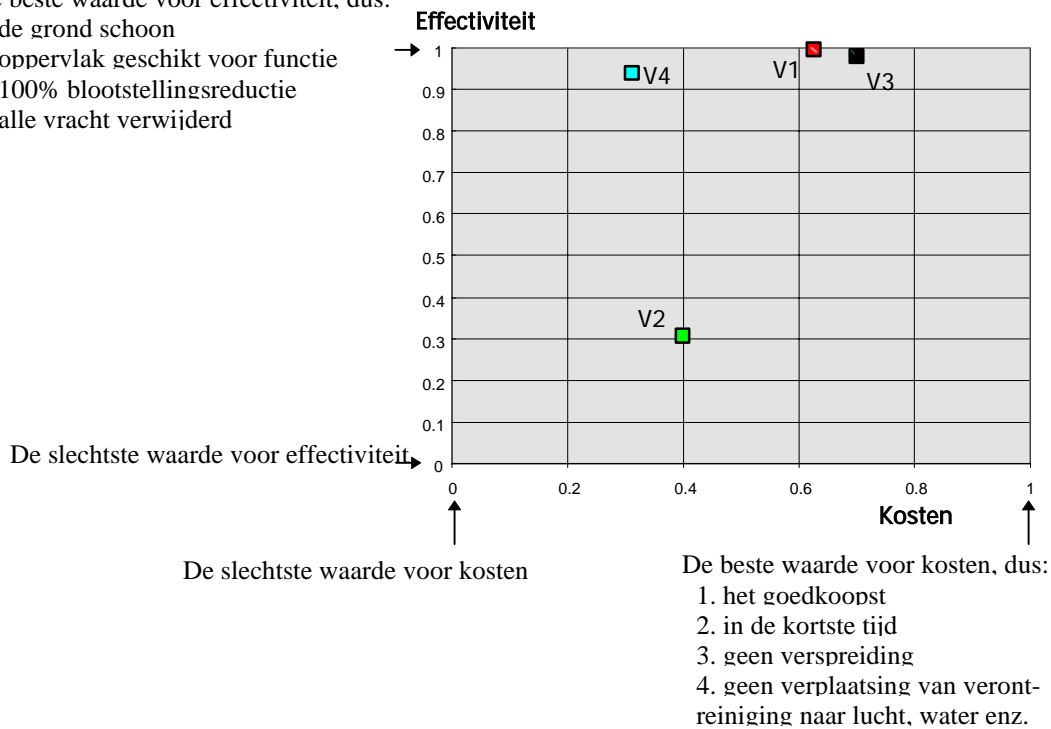
	Gewicht
Kostenaspecten	
Geld	39
Tijd	19
Verspreiding (V)	19
Verspreiding (O)	19
Luchtverontreiniging	0.4
Afval	0.4
Oppervlaktewater	0.4
Energie	0.4
Effectiviteitsaspecten	
Schone bodem (V)	31
Schoon oppervlak (O)	6
Blootstellingsreductie	31
Vracht verwijderd	31

Tabel 4 K- en E-indices (een waarde dicht bij 1 betekent een hoge effectiviteit of lage kosten in vergelijking met de andere varianten)

	V1	V2	V3	V4
Kosten	0.62	0.40	0.70	0.31
Effectiviteit	1	0.31	0.98	0.94

De beste waarde voor effectiviteit, dus:

1. de grond schoon
2. oppervlak geschikt voor functie
3. 100% blootstellingsreductie
4. alle vracht verwijderd



Figuur 8 Kosteneffectiviteitsdiagram voor een fictieve sanering

- ☞ Details over de constructie van kosteneffectiviteitsindices aan de hand van waardeeringsfuncties staan in paragraaf 8.1.
- ☞ De normalisatie van aspecten en de keuze van ankerpunten staan beschreven in paragraaf 8.2.
- ☞ De interpretatie en de beoordeling van de gewichten zijn geïllustreerd in paragraaf 8.3.
- ☞ De analyse met een kosteneffectiviteitsdiagram staat in paragraaf 8.4 en 8.5.

4.5 Kosteneffectiviteitsanalyse

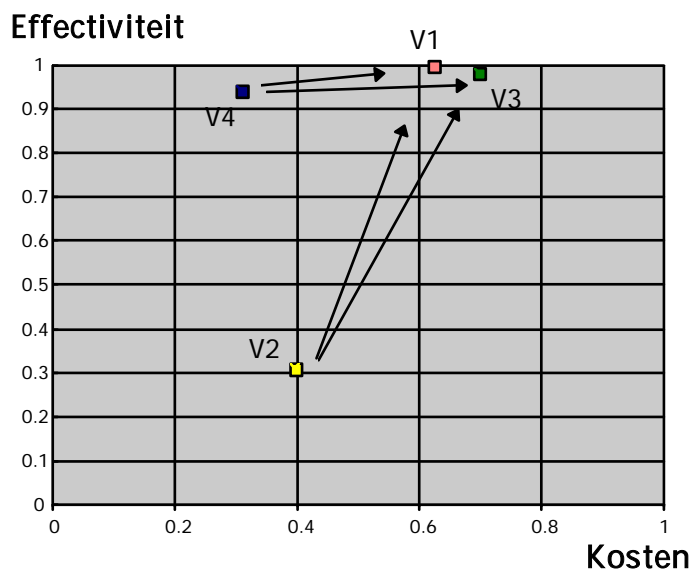
Kosteneffectiviteitsanalyse heeft twee doelen:

- varianten met een relatief lage kosteneffectiviteit verder negeren;
- vaststellen wat de trade-offs zijn tussen de kosten en baten van de overgebleven varianten, en ondersteuning bieden bij de keuze van de kosteneffectiefste variant.

Dit kan worden gedaan in drie stappen:

- Vergelijk de KE-scores tussen alle paren van varianten om te zien welke varianten 'verliezen' van de andere.
- Analyseer deze verliezers om de verwerping ervan te rechtvaardigen.
- Vergelijk de overige varianten op basis van het kosteneffectiviteitsdiagram en de precieze verschillen tussen de varianten.

Figuur 9 laat zien dat V4 en V2 relatief slecht presteren. V1 en V3 zijn beter op kosten en effectiviteit. V2 en V4 kunnen in dit voorbeeld verder worden genegeerd. Omdat de gewichten hierbij een grote rol kunnen spelen, is het verstandig om de scores uit de prestatietabel nogmaals te analyseren, zoals is gedaan in tabel 5. Hier scoort variant 2 alleen beter op het gebied van finaal afval, dus de keuze voor V3 ligt voor de hand.



Figuur 9 Analyse van verschillen in kosteneffectiviteit: in vergelijking met V2 en V4 zijn V3 en V1 voordeliger (lagere kosten, hogere effectiviteit)

Tabel 5 Vergelijking tussen variant 2 en variant 3 (elk vakje toont de beste score en het verschil met de ander)

	V2	V3
Kostenaspecten		
Geld	-	2500 kFl. goedkoper
Tijd	-	20 jaar korter
Verspreiding (V)	-	-
Verspreiding (O)	-	-
Luchtverontreiniging	-	10500 Leq minder
Afval	15 m ³ minder afval	-
Oppervlaktewater	-	-
Energie	-	6443 GJ minder
Effectiviteitsaspecten		
Schone bodem (V)	-	80000 m ³ meer
Schoon oppervlak (O)	-	14000 m ² meer
Blootstellingsreductie	-	-
Vracht verwijderd	-	950 kg meer

Als ook V4 op deze wijze is bestudeerd, blijven alleen variant 1 en variant 3 over. De vraag die dan moet worden gesteld, is: *welk van de varianten 1 en 3 is het kosteneffectiefst?* Bij V1 is er een lagere score op effectiviteit maar een hogere score op kosten.

Om vast te stellen of het verlies aan effectiviteit wordt gecompenseerd door de lagere kosten, kunnen ook hier de originele prestaties uit tabel 2 worden vergeleken. In dit geval is het duidelijk dat moet worden besloten of ervoor wordt gekozen om 50 kg vracht te verwijderen (die in dit geval noch een risico op blootstelling noch op verspreiding veroorzaakt) met een vier jaar kortere saneringstijd óf om 1500 kFl. uit te sparen. Deze keuze kan niet in algemene zin worden gemotiveerd en wordt mede bepaald door de wensen van de probleembezitter. De keuze moet dus per locatie worden geëvalueerd.

Tabel 6 Vergelijking tussen V1 en V3 (elk vakje toont de beste score en het verschil met de ander)

	V1	V3
Kostenaspecten		
Geld	-	1500 kFl. goedkoper
Tijd	4 jaar korter	-
Verspreiding (V)	-	-
Verspreiding (O)	-	-
Luchtverontreiniging	500 Leq minder	-
Afval	-	50 m ³ minder afval
Oppervlaktewater	-	-
Energie	-	407 GJ minder
Effectiviteitsaspecten		
Schone bodem (V)	-	-
Schoon oppervlak (O)	-	-
Blootstellingsreductie	-	-
Vracht verwijderd	50 kg meer	

☞ *De gedetailleerde analyse van de verschillen in kosteneffectiviteit, de procedure voor verwerping van varianten en de procedure voor de ordening van de overige varianten staan beschreven in paragraaf 8.5.*

4.6 Discussie en aanbevelingen voor kosteneffectiviteit

De keuze van de aspecten is bepalend voor de methode. De lijst die hier is gegeven, is weldoordacht maar wellicht niet de beste. De keuze van de aspecten is een balans tussen de wens om volledig te zijn en de wens om helder en eenduidig te zijn. Mogelijk moeten er meer aspecten worden meegenomen, waarbij te denken valt aan de structuur van de bodem en (geluids)hinder. Wellicht zijn er nu voor veel locaties te veel aspecten en kan een aantal aspecten worden weggelaten.

In dit rapport zijn twee typen van verspreiding uitgewerkt: volumeverspreiding en oppervlakteverspreiding. De hier gebruikte *maximale* verspreiding binnen dertig jaar is relatief eenvoudig te berekenen. Er is echter nóg een belangrijke component, en dat is de *tijd*. Bij bepaalde varianten kan het namelijk dat de verspreiding na bijvoorbeeld vijf jaar zijn maximale omvang krijgt en daarna weer 'krimpt'. Een dergelijke variant verdient de voorkeur boven een identieke variant waarbij dezelfde maximale verspreiding niet meer krimpt. Deze variant heeft bij de nu gekozen aspecten dezelfde score op verspreiding maar scoort beter op schone bodem. Als het mogelijk is om zulke verspreidingen in de

tijd goed te modelleren, kan het dynamische aspect van verspreiding ook expliciet in een criterium worden opgenomen.

Op locaties kan het wenselijk zijn om aanvullende randvoorwaarden af te spreken voor de aspecten (bijvoorbeeld een tijdslimiet). Deze randvoorwaarden kunnen niet worden vastgesteld op een algemeen beleidsniveau, maar ze kunnen wel erg bruikbaar zijn voor een specifieke locatie.

De gewichten moeten de beleidsvisies weergeven over het relatieve belang van de verschillende kosten- en effectiviteitsaspecten. De gewichten moeten worden bepaald door eerst de kosten en de effectiviteit onderling te wegen en daarna ten opzichte van elkaar. De gewichten kunnen:

- een standaardwaarde krijgen die onder bepaalde voorwaarden voor een locatie kan worden aangepast;
- voor elke locatie apart worden vastgesteld volgens een nauwkeurig omschreven procedure (zoals een controlelijst met vragen).

De gewichten verschillen waarschijnlijk per regio. Omdat ook de MOD's waarschijnlijk regio-afhankelijk zijn, kan deze afhankelijkheid op twee manieren worden meegenomen: in de gewichten of in de acceptatiecriteria.

De hier beschreven analyse is waardevoller naarmate er meer flexibiliteit is in de te realiseren doelstellingen, omdat er zo meer varianten kunnen worden vergeleken. Desalniettemin kan de analyse ook worden gebruikt om de kosten te minimaliseren als er scherpe voorwaarden bestaan ten aanzien van de effectiviteit.

In de laatste workshop is uitgebreid gediscussieerd over de hier beschreven afwegingsmethode. Onder andere de volgende punten kwamen naar voren:

- Veel deelnemers vonden de methode inzichtelijk en bruikbaar.
- Aantrekkelijk is dat geld, ruimte, tijd en milieuaspecten worden meegenomen.
- Belangrijk is dat de methode gebiedsgericht kan worden ingevuld, met name voor door bodemverontreiniging bedreigde grondwatervoorraden.
- Een aantal deelnemers vond de methode erg abstract, wat met name werd veroorzaakt doordat de waarden van de MOD's en van de gewichten nog niet bekend zijn.
- De eerste - grove - indicatie van de hoogte van de MOD's (uitgevoerd door het kern-team), gaf echter al veel inzicht.
- Belangrijke additionele aspecten zouden kunnen zijn: de faalkans, de kwaliteit van het bodemleven, en instandhouding van het bodemprofiel.
- Wellicht moeten de milieuaspecten onder de kostenaspecten worden samengevoegd.
- Voor een eerste, snelle beoordeling is het waarschijnlijk voldoende om te kijken naar geld, tijd, ruimte, schone bodem en verspreiding.
- De volledige methode lijkt overdreven bij eenvoudige of kleine verontreinigde locaties (bijvoorbeeld ontstaan door een lekkende olietank in een achtertuin). Waarschijnlijk kan dan worden volstaan met een vereenvoudigde beoordeling.
- Naar verwachting kan de methode worden vereenvoudigd via standaardisering als er meer praktijkervaring mee is opgedaan. Vergelijkbare locaties worden dan op dezelfde vereenvoudigde, gestandaardiseerde methode vergeleken.

5. TWEE VOORBEELDEN

In dit hoofdstuk wordt via twee casestudy's beschreven hoe de kosteneffectiviteitsafweging in de praktijk kan werken voor gevallen waarin actieve maatregelen moeten worden genomen om verspreiding tegen te gaan. De beschrijving beperkt zich tot de hoofdlijnen (zie hoofdstuk 9 voor de casestudy-details en de resultaten van de berekeningen).

5.1 Casus 1: CKW

De CKW-casus betreft een verontreiniging met zware olie en chloorhoudende koolwaterstoffen (CKW) in de grond en een grondwaterverontreiniging met CKW. Deze casus valt duidelijk onder het mobiele regime: er zijn actieve maatregelen nodig om verspreiding te voorkomen.

5.1.1 Stap 1: bepalen saneringsdoelen

De casus is uitgewerkt in een saneringsonderzoek dat is gebaseerd op het principe van multifunctionaliteit tenzij dit niet mogelijk is door technische of financiële belemmeringen. De randvoorwaarden die voor deze benadering zijn gehanteerd, zijn aangehouden als primaire strategische saneringsdoelen. In de bespreking van de varianten wordt globaal ingegaan op mogelijkheden om aanvullende saneringsdoelen mee te nemen.

5.1.2 Stap 2: mogelijke saneringsvarianten

Om aan de gestelde saneringsdoelen te voldoen, zijn er vijf saneringsvarianten uitgewerkt. Hieronder worden deze kort beschreven (zie hoofdstuk 9 voor een nadere omschrijving van de saneringsvarianten). De gehanteerde naamgeving dient alleen als geheugensteun en geeft soms de manier van aanpak aan (NA) en soms de doelstelling (MF).

Variant 1 (MF): ontgraving van het brongebied, gevolgd door grondwatersanering via *pump and treat* en herinfiltratie. Deze op volledige verwijdering gerichte variant wordt in het vervolg 'MF' genoemd.⁴

Variant 2 (IBC): aanleg van leeflaag van 1 m en een bodemluchtexttractie in het brongebied, gevolgd door een geohydrologische grondwaterbeheersing via *pump and treat* en herinfiltratie. Deze op isolatie gerichte variant wordt verder aangeduid als 'IBC'.

Variant 3 (In Situ): ondiepe ontgraving. Na ontgraving worden verontreinigingen in grond en grondwater in het brongebied verwijderd met afwisselend vacuümextractie, electroreclamatie en grondwateronttrekking. Grondwater in het pluimgebied wordt biologisch gesaneerd. Deze variant noemen we 'In Situ'.

⁴ Strikt gezien is deze benaming wellicht niet juist, gezien de ervaringen met *pump and treat* als methode om de multifunctionaliteit te behalen. In de huidige uitvoeringspraktijk wordt deze standaardvariant echter veelal als 'MF' aangeduid.

Variante 4 (NAhs): brongebied (*hot spot*) saneren door ontgraving, gevolgd door natuurlijke afbraak (*natural attenuation*). Deze op verwijdering gerichte variant wordt hier 'NAhs' genoemd.

Variante 5 (NA): bij deze variant wordt niet actief ingegrepen in de verontreinigingssituatie. Sanering door *natural attenuation*. Deze variant, die wordt aangeduid met 'NA', voldoet strikt gezien niet aan de gehanteerde saneringsdoelen, omdat blootstelling pas op de lange termijn voldoende wordt gereduceerd. Daarnaast vindt er verspreiding plaats totdat de afbraaksnelheid in de pluim even groot is als de nalevering vanuit de bron. Daardoor wordt bodem verontreinigd die tot dan toe nog schoon was.

De varianten 1 (MF), 3 (In Situ) en 4 (NAhs) zijn gericht op de volledige verwijdering van verontreiniging en streven de strategische doelstelling multifunctionaliteit na. Variante 2 (IBC) voldoet aan de gehanteerde minimale saneringsdoelen voor blootstellingsreductie en het voorkomen van verspreiding. Variante 5 (NAhs) voldoet strikt gezien, op korte termijn, niet aan deze saneringsdoelen. Hoewel deze variant is gericht op verwijdering van de verontreinigingen, wordt de blootstelling pas op lange termijn voldoende gereduceerd. Daarnaast vindt bij deze variant verspreiding plaats totdat de afbraaksnelheid in de pluim even groot is als de nalevering vanuit de bron. Hierdoor wordt bodem verontreinigd die tot dan toe nog schoon was.

De varianten 1 tot en met 4 zijn gangbare varianten in de huidige bodemsaneringspraktijk. Variante 5 is daarin niet acceptabel. In het nieuwe bodembeleid is de IBC-variant (2) wellicht niet meer acceptabel, omdat deze variant in principe eeuwigdurende nazorg vereist en daarmee buiten de randvoorwaarden valt die MOD's stellen aan de tijdsduur of aan de vrachtverwijdering.

5.1.3 Stap 3: uitwerking in termen van kosten en effectiviteit

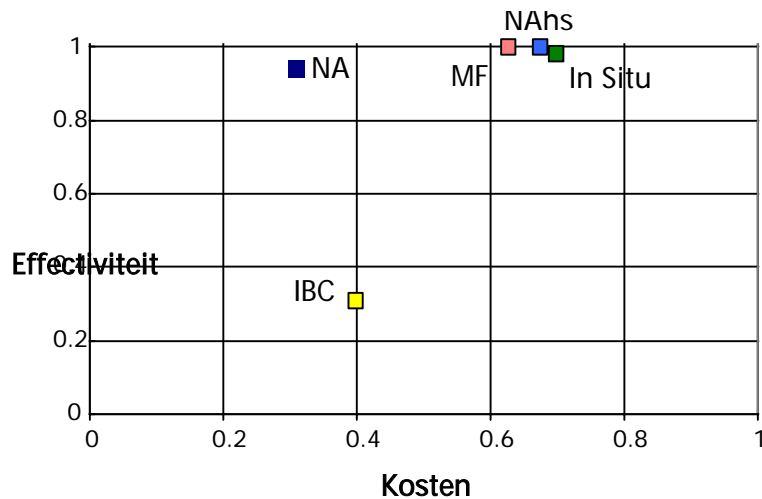
Van de in stap 2 ontworpen varianten zijn de prestaties op kostenaspecten en effectiviteitsaspecten uitgewerkt. In tabel 7 is de prestatietabel weergegeven.

Tabel 7 Prestatietabel CKW-casus

		<i>MF</i>	<i>IBC</i>	<i>In Situ</i>	<i>NAhs</i>	<i>NA</i>
<i>Kostenaspecten</i>						
Geld	kFl.	5000	6000	3500	1900	1450
Tijd	jaar	6	30	10	30	30
Verspreiding (V)	m ³	0	0	0	0	60000
Verspreiding (O)	m ²	0	0	0	0	10000
Luchtverontreiniging	Leq	7500	17500	7000	1200	500
Afval	m ³	100	35	50	100	10
Oppervlaktewater	Weq	0	0	0	0	0
Energie	GJ	4673	10709	4266	735	300
<i>Effectiviteitsaspecten</i>						
Schone bodem (V)	m ³	80000	0	80000	80000	78000
Schoon oppervlak (O)	m ²	14000	0	14000	14000	13000
Blootstellingsreductie	%	100	100	100	100	98
Vracht verwijderd	kg	1600	600	1550	1600	1500

5.1.4 Stap 4: kosteneffectiviteitsanalyse

Op basis van de prestatietabel zijn via normalisatie en weging kosten- en effectiviteitsindices afgeleid. Dit is gedaan op basis van de normalisatieprocedure uit paragraaf 8.2 en de gewichten uit paragraaf 8.3. Op grond van deze indices is een kosteneffectiviteitsdiagram samengesteld. In figuur 10 is dit diagram voor de CKW-casus weergegeven.



Figuur 10 Kosteneffectiviteitsdiagram CKW-casus

Uit figuur 10 kan worden afgelezen dat de IBC-variant relatief slecht scoort op zowel kosten als effectiviteit: Het bijbehorende punt bevindt zich linksonder in de grafiek. De varianten MF, NAhs en In Situ presteren zowel op kosten als effectiviteit beter. Ook de variant NA scoort relatief slecht. Hoewel de effectiviteitsscore beter is dan bij de IBC-variant, zijn de scores op zowel kosten als effectiviteit voor de varianten MF, NAhs en In Situ beter.

De prestatietabel is nodig om vast te stellen of een variant definitief kan worden verworpen. Voor de varianten IBC en In Situ is dit in tabel 8 geïllustreerd. De IBC-variant scoort alleen beter op het aspect finaal afval. Voor de overige aspecten scoort de In Situ-variant beter. Tenzij het ontstaan van 15 m³ finaal afval als bezwaarlijk wordt gezien, kan de IBC-variant op kosteneffectiviteitsgronden worden verworpen. Op grond van een vergelijkbare afweging kan ook de NA-variant worden verworpen. Bij de uiteindelijke keuze zal het op grond van de kosteneffectiviteit dus gaan tussen de varianten MF, NAhs en In Situ.

Tabel 8 Vergelijking tussen de varianten IBC en In Situ (elk vakje toont de beste score en het verschil met de ander)

	<i>IBC</i>	<i>In Situ</i>
Kostenaspecten		
Geld	-	2500 kFl. goedkoper
Tijd	-	20 jaar korter
Verspreiding (V)	-	-
Verspreiding (O)	-	-
Luchtverontreiniging	-	10500 Leq minder
Afval	15 m ³ minder afval	-
Oppervlaktewater	-	-
Energie	-	6443 GJ minder
Effectiviteitsaspecten		
Schone bodem (V)	-	80000 m ³ meer
Schoon oppervlak (O)	-	14000 m ² meer
Blootstellingsreductie	-	-
Vracht verwijderd	-	950 kg meer

De varianten MF en NAhs hebben dezelfde effectiviteitscore. Op basis van het kosten-effectiviteitsdiagram zou voor de NAhs-variant kunnen worden gekozen op grond van een betere kostenscore. Aan de hand van de prestatietabel kan de definitieve keuze worden onderbouwd. Dit is gedaan in tabel 9.

Tabel 9 Vergelijking tussen MF en NAhs (elk vakje toont de beste score en het verschil met de ander)

	<i>MF</i>	<i>NAhs</i>
<i>Kostenaspecten</i>		
Geld	-	3100 kFl. goedkoper
Tijd	24 jaar korter	-
Verspreiding (V)	-	-
Verspreiding (O)	-	-
Luchtverontreiniging	-	6300 Leq minder
Afval	-	90 m ³ minder afval
Oppervlaktewater	-	-
Energie	-	4373 GJ minder
<i>Effectiviteitsaspecten</i>		
Schone bodem (V)	-	-
Schoon oppervlak (O)	-	-
Blootstellingsreductie	-	-
Vracht verwijderd	-	-

Uit tabel 9 blijkt dat NAhs op alle kostenaspecten beter scoort, met uitzondering van het aspect tijd. De uiteindelijke keuze hangt af van de precieze omstandigheden op een locatie. Als tijd geen restrictie vormt - de locatie is bijvoorbeeld niet bedoeld voor nieuwbouw - is NAhs de variant die op basis van de kosteneffectiviteitsanalyse wordt gekozen. In tabel 10 staan de verschillen tussen de In Situ-variant en de NAhs-variant. Ook hier geldt dezelfde conclusie: alleen als tijd zeer belangrijk is, wordt NAhs niet gekozen.

Tabel 10 Vergelijking tussen In Situ en NAhs (elk vakje toont de beste score en het verschil met de ander)

	<i>In Situ</i>	<i>NAhs</i>
<i>Kostenaspecten</i>		
Geld	-	1600 kFl. goedkoper
Tijd	20 jaar korter	-
Verspreiding (V)	-	-
Verspreiding (O)	-	-
Luchtverontreiniging	-	5800 Leq minder
Afval	50 m ³ minder afval	-
Oppervlaktewater	-	-
Energie	-	3531 GJ minder
<i>Effectiviteitsaspecten</i>		
Schone bodem (V)	-	-
Schoon oppervlak (O)	-	-
Blootstellingsreductie	-	-
Vracht verwijderd	-	50 kg meer

5.1.5 Discussie

Uit de CKW-casestudy blijkt dat de kosteneffectiviteitsafweging kan worden gebruikt om de keuze tussen varianten te onderbouwen. Met het kosteneffectiviteitsdiagram kan een eerste afweging tussen varianten worden gemaakt. Met de prestatietabel wordt een keuze gemaakt die is gebaseerd op de kosten die moeten worden gemaakt bij een toename in effectiviteit (trade-offs). Als tijd de beperkende factor is, gaat de keuze tussen de varianten MF en In Situ. De keuze tussen deze varianten is vooral een keuze tussen geld (In Situ is goedkoper) en verwijderde vracht (MF verwijdert meer vracht). Als tijd geen beperkende factor, bijvoorbeeld omdat de probleembezitter de bodem niet op korte termijn wil bebouwen, is NAhs de variant die wordt gekozen op basis van de kosteneffectiviteitsafweging.

In de huidige praktijk wordt gewerkt met een nauw omschreven set van eisen aan een variant. Deze beperkte set van eisen resulteert in varianten die als uitersten kunnen worden gekarakteriseerd ('verwijderen' of 'inpakken'). In deze casus waren er geen varianten uitgewerkt die tussen deze twee uitersten in lagen. Bij de tweede casus worden deze wel beschreven.

5.2 Casus 2: BTEX

In de BTEX-casus wordt geïllustreerd wat de invloed is van de gehanteerde gewichtenset op de uitkomsten van de kosteneffectiviteitsafweging. Hiertoe is de kosteneffectiviteitsafweging zoals die eerder is gepresenteerd, aangepast naar een beperkte gevoeligheidsanalyse. Casus 2 betreft een BTEX-verontreiniging (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen) in het grondwater. De grondverontreiniging is al verwijderd en wordt niet in de afwegingen meegenomen.

5.2.1 Saneringsdoel

In deze casus is de strategische doelstelling verwijdering van de verontreinigingen. Er is ook - voor deze casus als voorbeeld - een minimaal operationeel doel (MOD) gesteld op de waarde 100 µg/l. Dit is gelijk aan vijfmaal de interventiewaarde.

5.2.2 Uitgewerkte saneringsvarianten

Om aan het MOD te voldoen is één techniek uitgewerkt: grondwateronttrekking met bovengrondse zuivering en in-situsanering via persluchtinjectie. Om de relatie tussen verwijderingen en verspreiding te illustreren, zijn de volgende varianten doorgerekend:

- S-waarde: doorgaan totdat de S-waarde is behaald.
- I-waarde: verwijderen door spoelen met grondwateronttrekking en zuivering. Nadat de I-waarde is gehaald, wordt de sanering gestaakt. Restverontreinigingen zullen zich verspreiden totdat de S-waarde in het grondwater is bereikt door verdunning en vastlegging. Gezien de bodemomstandigheden en verontreinigingen, wordt ervan uitgegaan dat er geen natuurlijke afbraak van de verontreinigingen plaatsvindt.
- 95%: verwijderen door spoelen met grondwateronttrekking en zuivering. Als de 100 µg/l is gehaald (hierbij is 95% van de vracht verwijderd), wordt de sanering gestaakt. Restverontreinigingen zullen zich verspreiden totdat uiteindelijk de S-waarde in het grondwater is bereikt door verdunning en vastlegging.
- In-situ-S-waarde: met het in-situsysteem worden de verontreinigingen verwijderd totdat de S-waarde is bereikt.
- In-situ-I-waarde: verwijderen met het in-situsysteem. Als de I-waarde is gehaald, wordt de sanering gestaakt. Restverontreinigingen zullen zich verspreiden totdat de S-waarde in grondwater is bereikt door afbraak, verdunning en vastlegging. Bij deze variant wordt ervan uitgegaan dat de afbraak van de restverontreiniging in de bodem wordt gestimuleerd als gevolg van de saneringstechniek, waardoor er minder verspreiding optreedt.

5.2.3 Prestatietabel

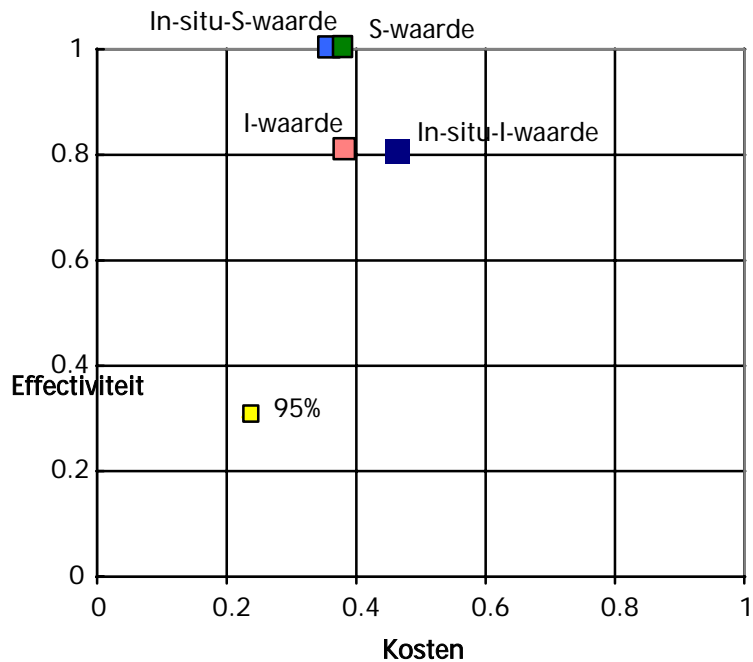
Voor de hierboven beschreven varianten zijn de prestaties op kostenaspecten en effectiviteitsaspecten uitgewerkt. Voor de milieuverdienste-aspecten in kosten (luchtverontreiniging, afval en energie) is een indicatieve waarde gegeven. In tabel 11 is de prestatietabel weergegeven. Als er behalve aan de eindconcentratie ook eisen aan de verspreiding en tijd worden gesteld, zijn er afhankelijk van de gekozen doelen minder varianten die voldoen. Als er bijvoorbeeld aan de maximale saneringsduur een limiet van tien jaar wordt gesteld, voldoen alleen de varianten S-waarde en In-situ-S-waarde.

Tabel 11 Prestatietabel CKW-casus

		S-waarde	I-waarde	95%	In-situ-S-waarde	In-situ-I-waarde
<i>Kostenaspecten</i>						
Geld	kFl.	1130	800	510	1200	700
Tijd	jaar	6,3	20	30	4	15
Verspreiding (V)	m ³	0	6·10 ⁷	6·10 ⁸	0	1,5·10 ⁷
Verspreiding (O)	m ²	0	0	0	0	0
Luchtverontreiniging	Leq	6,3	2,7	1,2	2,2	0,93
Afval	m ³	6,3	2,7	1,2	1	1
Oppervlaktewater	Weq	0	0	0	0	0
Energie	GJ	6,3	2,7	1,2	3,6	1,9
<i>Effectiviteitsaspecten</i>						
Schone bodem (V)	m ³	400000	390000	380000	400000	390000
Schoon oppervlak (O)	m ²	0	0	0	0	0
Blootstellingsreductie	%	100	100	100	100	100
Vracht verwijderd	kg	1000	995	950	1000	995

5.2.4 Afweging

Met behulp van tabel 11 is een kosteneffectiviteitsdiagram afgeleid. Bij de afleiding heeft er normalisatie plaatsgevonden met de methode die is beschreven in paragraaf 8.2. Hierbij is uitgegaan van waarderingsfuncties met als ankerpunten per aspect de slechtste score en de strategische doelstelling. Met de in tabel 12 weergegeven default-weegfactoren is vervolgens het kosteneffectiviteitsdiagram afgeleid (zie figuur 11).



Figuur 11 Kosten versus effectiviteit bij default-weegfactoren

Uit figuur 11 is af te leiden dat de varianten voor effectiviteit op drie niveaus scoren. De varianten die de S-waarde bereiken, scoren relatief het best. De variant die de minimale eis van 100µg/l haalt (95%), scoort het slechtst. Deze score valt te verwachten op basis van de prestaties op schone bodem en vrachtreductie in de tabel.

Uit de kosten- en effectiviteitsaspecten in figuur 11 blijkt dat de in-situ-aanpak op het bereiken van de streefwaarde vergelijkbaar scoort als verwijdering door spoelen (ondanks de iets hogere financiële middelen). Deze score van in situ lijkt te worden veroorzaakt door de kortere tijdsduur en de gunstigere score op andere 'milieuaspecten'. De gekozen gewichtenset bepaalt de uiteindelijke keuze.

Voor het bereiken van de I-waarde scoort de in-situtechniek op alle kostenaspecten beter. Daarom krijgt deze techniek de voorkeur boven de spoelvariant. De 95%-variant heeft wat betreft kosten absoluut gezien de laagste score, maar toch hebben de beide I-waardevarianten in het kosteneffectiviteitsdiagram betere eindscores doordat verspreiding wordt meegenomen in de kostenaspecten. Op basis van de kosteneffectiviteitsafweging (bij default-weegfactoren) gaat het om de keuze tussen de beide S-waardevarianten en de In-situ-I-waardevariant.

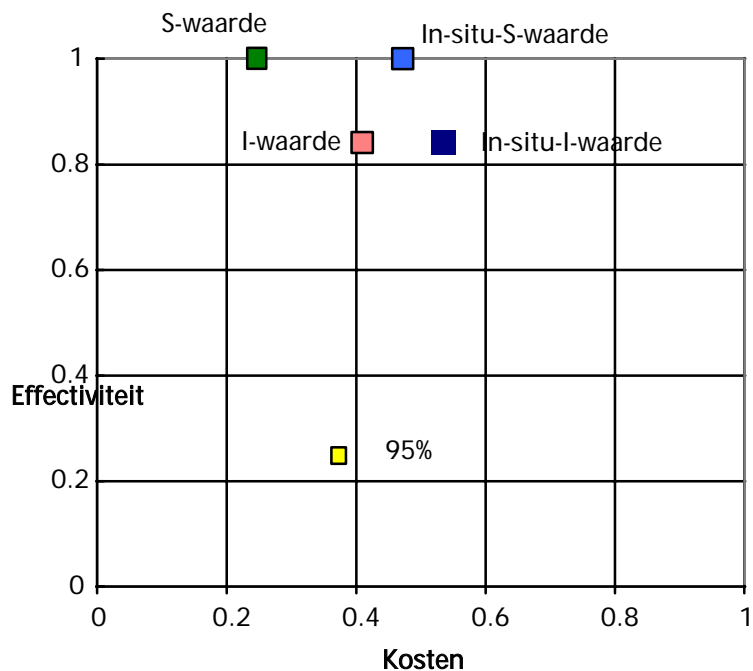
In tabel 12 zijn de default-weegfactoren voor de kosten- en effectiviteitsaspecten weergegeven. De aspecten kosten, tijd en verspreiding hebben een groter gewicht ten opzichte van de andere kostenaspecten. Hieronder wordt een korte gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om te kijken wat voor invloed de gewichten hebben op de beoordeling (de gebruikte gewichten zijn weergegeven in tabel 12).

Tabel 12 Gewichtensets die zijn gebruikt voor de beperkte gevoeligheidsanalyse

	Gewichten			
	<i>Default</i>	<i>Gelijkmatig</i>	<i>Geld</i>	<i>Tijd</i>
<i>Kostenaspecten</i>				
Geld	39	12,5	100	
Tijd	19	12,5		100
Verspreiding (V)	19	12,5		
Verspreiding (O)	19	12,5		
Luchtverontreiniging	0,4	12,5		
Afval	0,04	12,5		
Oppervlaktewater	0,4	12,5		
Energie	0,4	12,5		
<i>Effectiviteitsaspecten</i>				
Schone bodem (V)	31	25	31	31
Schoon oppervlak (O)	6	25	6	6
Blootstellingsreductie	31	25	31	31
Vracht verwijderd	31	25	31	31

Gelijkmatig

In figuur 12 is het kosteneffectiviteitsdiagram weergegeven bij een gewichtenset die aan alle aspecten dezelfde score toekent.



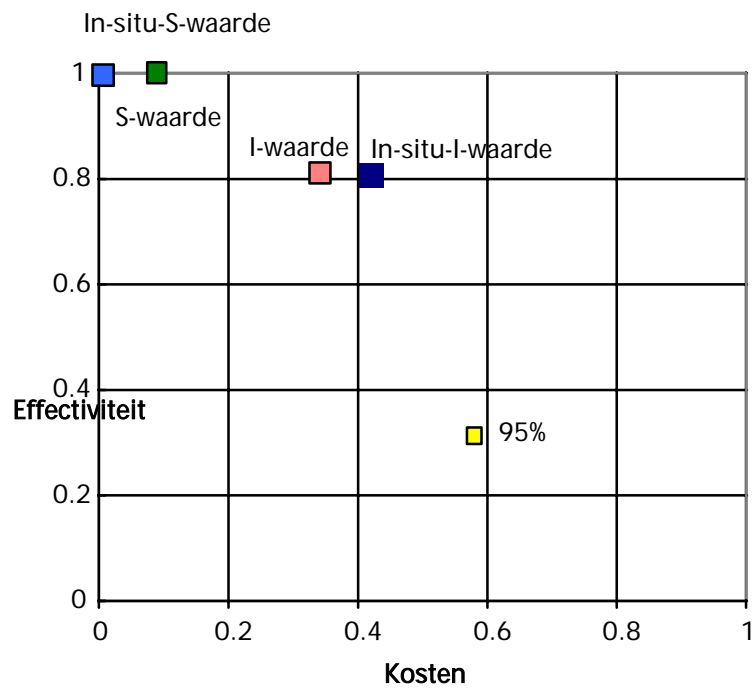
Figuur 12 Kosten versus effectiviteit bij gelijkwaardige weegfactoren

Uit vergelijking van figuur 11 en figuur 12 blijkt dat variatie in de weegfactoren leidt tot een andere kostenaspecten volgorde. De effectiviteitscore varieert bij deze case slechts in beperkte mate (de relatieve verschillen in niveaus blijven gelijk), maar in andere cases zou er heel goed sprake kunnen zijn van grotere verschuivingen. In dit specifieke geval is er slechts een gering effectiviteitsprestatieverschil tussen de varianten - het aspect dat zwaarder wordt gewaardeerd, heeft zelfs geen score - en hierdoor heeft de aanpassing in de weegfactoren geen effect op de volgorde.

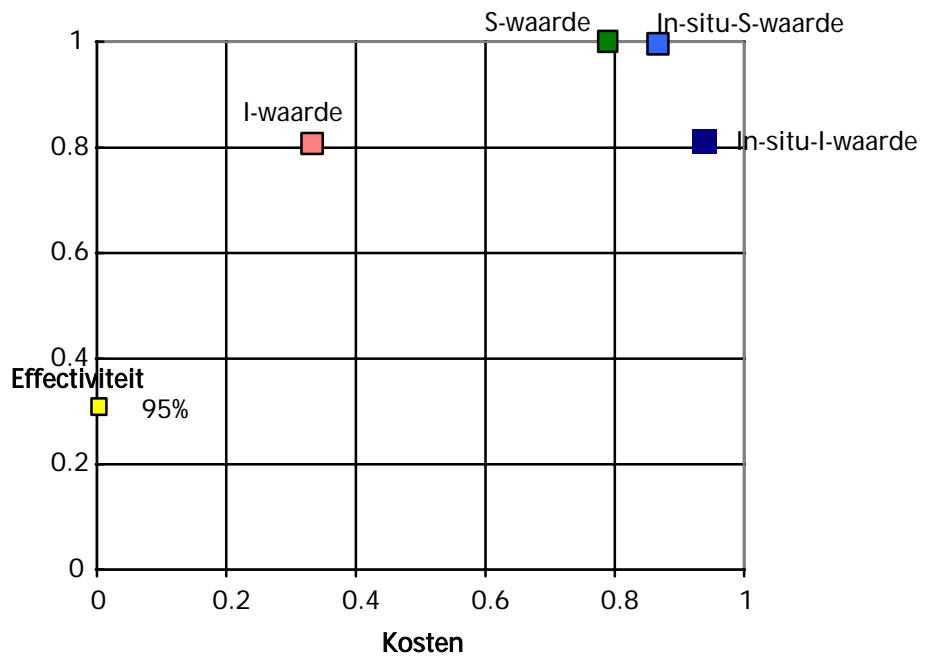
Bij de kostenaspecten is wel een verschuiving waarneembaar. Deze verschuiving wordt veroorzaakt doordat geld relatief minder belangrijk wordt en de 'milieuverdiensaspecten' relatief belangrijker worden. De varianten S-waarde, In-situ-S-waarde en I-waarde, die bij de default-weegfactoren een vergelijkbare kostenscore hadden, variëren nu sterk.

Als de verschillende kostenaspecten hetzelfde gewicht krijgen, lijkt de variantkeuze zich te beperken tot beide in-situvarianten. Door de prestatietabel nader te bestuderen, kan er een keuze worden gemaakt.

In figuur 13 en figuur 14 zijn de kosten tegen de effectiviteit afgezet waarbij alleen het aspect geld (figuur 13) respectievelijk tijd (figuur 14) in de afweging is meegenomen.



Figuur 13 Kosten versus effectiviteit met *geld* als relevant aspect



Figuur 14 Kosten versus effectiviteit met *tijd* als relevant kostenaspect

Duidelijk is dat als er één enkel relevant aspect voor de afweging wordt gebruikt, de variant die het best scoort op dit aspect de voorkeur krijgt.

Als *geld* als relevant aspect wordt meegewogen, kan op grond van het kosteneffectiviteitsdiagram worden gekozen tussen de varianten S-waarde, In-situ-I-waarde en 95%.

Als er veel geld beschikbaar is voor de sanering, kan er een variant met een hoge effectiviteit worden gekozen. Is er minder geld beschikbaar, dan wordt er een lagere effectiviteit behaald. Als er meer kostenaspecten dan geld alleen worden meegenomen, is dat duidelijk van invloed op de keuze.

Als *tijd* als relevant aspect wordt gehanteerd, wordt de uiteindelijke keuze gemaakt tussen de beide in-situvarianten. De I-waardevarianten liggen verder uit elkaar in vergelijking met de vorige vergelijkingen met verschillende gewichtensets.

Discussie

Uit de beperkte gevoeligheidsanalyse blijkt dat de gehanteerde gewichten de keuze mede kunnen bepalen. Ondanks de verschillende gewichtensets komen echter veelal dezelfde varianten als gunstig naar voren. Bij alle gewichtensets wordt de variant In-situ I-waarde bij de finale keuze betrokken. Ook de verwijderingsvarianten (die erop zijn gericht om de streefwaarde te halen) worden altijd bij de finale keuze betrokken. Hiermee lijkt het systeem een robuuste methode te zijn om op verwijdering gerichte varianten af te wegen. De variant die niet verdergaat dan het MOD (95%), wordt alleen bij de keuze betrokken als er op één enkel aspect wordt afgewogen. Hieruit blijkt dat normopvulling wordt voorkomen door meerdere kostenaspecten mee te nemen.

Om niet bij iedere beoordeling over de gewichten te hoeven discussiëren, lijkt het in eerste instantie een goede optie om te werken met een vaste gewichtenset. Door te werken met een vaste gewichtenset en met de regionaal vastgelegde eisen die aan saneringsvarianten worden gesteld, kan de saneerder zelf tot een variantkeuze komen. Mocht de saneerder niet zelf tot een keuze kunnen komen, dan kan er via onderhandeling tot een variantkeuze worden gekomen. Bij de onderhandeling spelen dan niet alleen de saneringseisen een rol maar kunnen ook de gewichten en de trade-offs tussen de varianten worden beschouwd.

Uit de cases komt naar voren dat de prestatietabel een helder overzicht geeft van de voor- en nadelen van de verschillende varianten. Duidelijk wordt wat de kosten zijn van toenemende effectiviteit (trade-offs). Keuzes voor varianten zijn beter te onderbouwen aan de hand van de resultaten in de prestatietabel en het kosteneffectiviteitsdiagram. Als gevolg van variatie in gewichten kan de kosteneffectiviteitsscore variëren. Door te werken met een vaste gewichtenset wordt voorkomen dat er voor ieder geval opnieuw moet worden onderhandeld over de trade-offs.

Het bleek dat het lastig was om alle gegevens bij elkaar te krijgen die nodig zijn om de aspecten te kwantificeren. De saneringsonderzoeken in hun huidige vorm leveren daarvoor onvoldoende informatie, met name waar het om relatief kleine gevallen gaat.

6. DISCUSSIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

In dit hoofdstuk worden de resultaten uit de vorige hoofdstukken onder de loep genomen. Het gaat hier vooral om het onderscheid tussen mobiele en immobiele regimes en om de manier waarop de afweging op kosteneffectiviteit een plaats kan krijgen in het beslisproces. Ook wordt ingegaan op de implementatie van de voorgestelde werkwijze.

6.1 Het onderscheid mobiel/immobiel

Uit de verschillende workshops is naar voren gekomen dat er geen overeenstemming is over de precieze criteria voor mobiele en immobiele verontreinigingssituaties. Duidelijk is echter wel dat de mate waarin verspreiding van de verontreinigende stoffen zal optreden, bepalend is voor het onderscheid. Als deze verspreiding zodanig is dat er actieve maatregelen moeten worden genomen, wordt een verontreinigingssituatie als mobiel beoordeeld. Er is echter nog geen overeenstemming over de manier waarop verspreiding moet worden gemeten en over de normen die moeten worden gehanteerd voor het onderscheid tussen mobiel en immobiel.

In de praktijk zal het precieze onderscheidingscriterium lang niet in alle gevallen een probleem zijn, omdat er zowel bij het mobiele als immobiele regime vaak sprake is van evidente gevallen. Zo zal een geval waar de verspreiding urgent is, altijd als mobiel worden beoordeeld. Een geval waarbij de verontreinigende stoffen nauwelijks in het grondwater worden aangetroffen (bijvoorbeeld onder de T-waarde), zal altijd als immobiel worden beoordeeld.

6.2 De kosteneffectiviteitsafweging in het beslisproces

Als een locatie onder het regime van de mobiele verontreinigingen valt, moet de locatie worden gesaneerd met een kosteneffectieve methode. Hiervoor is een beslisschema vastgesteld dat uit vijf stappen bestaat:

1. In stap 1 wordt vastgesteld wat de saneringsdoelen zijn, ofwel wat de minimale eisen zijn waaraan een saneringsvariant moet voldoen. Deze minimale eisen kunnen bijvoorbeeld worden geformuleerd in termen van eindconcentraties, tijdslimieten of vrachten (die gelden voor alle locaties).
2. In stap 2 worden de mogelijke saneringsvarianten uitgewerkt. Als er geen varianten zijn die voldoen aan de in stap 1 vastgestelde doelen en de beschikbare financiële middelen, is er overleg nodig met het bevoegd gezag.
3. In stap 3 worden de varianten die voldoen aan de in stap 1 vastgestelde doelen uitgewerkt in termen van kosten en effectiviteit.
4. Stap 4 is de analyse van de resultaten van stap 3. Hoe kunnen de beoordeelde varianten worden gerangschikt op basis van hun kosteneffectiviteit?
5. In stap 5 wordt de gekozen variant uitgewerkt in het saneringsplan.

6.3 De afweging op kosteneffectiviteit

In de hier gepresenteerde opzet wordt het criterium 'kosteneffectiviteit' gebruikt om de optimale saneringsvariant te kiezen. Zowel aan de effectiviteitskant als aan de kostenkant wordt een aantal aspecten gekwantificeerd. Het gewicht dat aan de verschillende

aspecten wordt toegekend, bepaalt welke aspecten de grootste invloed hebben op de uitkomst van de toets.

Doordat er is gekozen voor een systematiek waarin verscheidene kostenaspecten en effectiviteitsaspecten tegen elkaar worden gewogen, is er geen sprake van een absolute maat voor wat precies een kosteneffectieve saneringsvariant is. Er is dan ook geen objectief onderbouwde grens die aangeeft tot waar verwijdering van mobiele verontreiniging zinvol is. Dit is wel onderzocht, maar de conclusie is dat zo'n grens niet in algemene termen kan worden aangegeven. De redenen hiervoor zijn:

- Degenen die de afweging maken, willen de ruimte hebben om meer of minder objectieve, locatiespecifieke argumenten een rol te laten spelen bij de keuze van de optimale variant. Het stellen van een vaste grens sluit niet aan bij deze praktijk.
- Als niet alle mobiele verontreiniging wordt verwijderd, zullen verschillende gewenste en ongewenste milieu-effecten een rol spelen bij de vraag waar de optimale oplossing ligt. De wisselende combinaties van doelstellingen zorgen ervoor dat elke situatie anders is, waardoor één enkele waarde niet volstaat om te bepalen wat de kosteneffectiefste aanpak is.
- Het levert in de huidige praktijk problemen op om een dergelijke grens objectief te onderbouwen. Het zou in principe wel mogelijk zijn om een grenswaarde te kiezen voor elk van de nagestreefde doelstellingen. Om deze objectief te kunnen onderbouwen, zouden liefst praktijkgegevens bekend moeten zijn over de hoeveelheden geld, energie en dergelijke die men bereid is te investeren in de sanering om elk van deze doelstelling te bereiken. Dergelijke gegevens zijn echter niet beschikbaar.

Er is daarom voor gekozen om voor de afwegingssystematiek een flexibel instrument te ontwikkelen waarin zowel locatiespecifieke als generieke argumenten kunnen worden meegenomen die in de weegfactoren een plaats kunnen krijgen en expliciet kunnen worden gemaakt.

Het criterium 'kosteneffectiviteit' voor de beoordeling van saneringsvarianten geeft geen garantie dat bepaalde criteria voor eindconcentraties of verwijderde vrachten ook daadwerkelijk worden gehaald. Deze garantie kan in de systematiek worden ingebouwd door minimale operationele doelen (MOD's) te introduceren. Deze MOD's kunnen worden vastgesteld voor alle doelstellingen die van belang zijn.

In de gepresenteerde kosteneffectiviteitsanalyse is het begrip 'nazorgloze situatie' op verscheidene manieren meegenomen. Door MOD's te stellen (bijvoorbeeld voor verwijdering van de verontreiniging of voor de tijd die maximaal aan de sanering mag worden besteed) kan worden bereikt dat eeuwigdurende beheersvarianten niet meer worden geaccepteerd. Doordat aan de kostenkant niet alleen geld maar ook tijd en energiegebruik meetellen de in kosteneffectiviteitsanalyse, scoort een beheersvariant minder 'goedkoop' dan tot nu toe het geval was. Doordat aan de effectiviteitskant behalve blootstellingsreductie en voorkomen van verspreiding ook vrachtverwijdering meetelt, scoort een beheersvariant ook aan de effectiviteitskant relatief laag. Als er grote gewichten worden toegekend aan de criteria waarop een beheersvariant slecht scoort, kan dit effect verder worden versterkt.

Verspreiding van verontreinigingen is (per definitie) typisch voor het hier beschreven mobiele regime. Verspreiding is daarom expliciet als een kostencriterium opgenomen in twee gedaantes: volume en oppervlak. Onderzocht moet worden of er mogelijk ook een tijdscomponent kan worden meegenomen. Een variant waarbij de pluim eerst groeit en daarna - bijvoorbeeld door natuurlijke afbraak - weer krimpt, is immers aantrekkelijker dan een variant waarbij de pluim stabiel blijft op het maximale niveau van de 'groei en

krimp'-variant. Onderzocht moet worden of dergelijke dynamische verspreidingseffecten op een betrouwbare manier kunnen worden gemodelleerd en gekwantificeerd.

Het mobiele regime speelt zich af in een regionale context. Vaak zijn saneringsmaatregelen het kosteneffectiefst als locaties die elkaar kunnen beïnvloeden of waar risico is op verspreiding naar dezelfde grondwatervoorraad of watersysteem, in samenhang met elkaar worden beoordeeld en gesaneerd. Een voorbeeld hiervan is een aantal met CKW's verontreinigde locaties boven dezelfde grondwatervoorraad in het Gooi. Het is daar niet zinvol om te proberen het grondwater te saneren zonder dat de andere verontreinigingsbronnen zijn aangepakt.

De hier beschreven afwegingssystematiek leent zich hier uitstekend voor uitbreiding naar een regionale context. Een complicerende factor is echter dat vaak verschillende probleemhebbers de - met name financiële - middelen zullen moeten opbrengen. Ook moeten de juridische consequenties van zo'n gezamenlijke beoordeling in kaart worden gebracht: wie is er verantwoordelijk als er onverhoopt veel meer verspreiding optreedt dan verwacht? In het kader van de Bodemsanering-ontwikkelingsmaatschappij (Bosom), worden hiervoor al wel ideeën uitgewerkt. In paragraaf 7.2.1 staat een korte discussie over de regionale context in samenhang met verhandelbare rechten.

De gepresenteerde systematiek biedt veel mogelijkheden voor gebiedsgerichte differentiatie. In potentie kunnen zowel de criteria voor mobiel/immobiel als de verschillende MOD's en de gebruikte gewichten gebiedsgericht worden ingevuld. Het ligt voor de MOD's het meest voor de hand om ze gebiedsgericht in te vullen. De verwachting is dat de criteria voor mobiel/immobiel in eerste instantie landelijke worden vastgesteld en de gebruikte gewichten locatiespecifiek. Bij gebiedsgerichte invulling van de MOD's ligt een relatie met de (sub)regionale indeling naar waterwensen het meest voor de hand.

6.4 Vergelijking met het eerste stappenplan van het kernteam

De onderzoeksvragen in het projectplan van het kernteam zijn in het verslag van de kernteamworkshop van 6 en 7 november 1997 vertaald in een eerste stappenschema voor de besluitvorming bij mobiele verontreinigingen. In het stappenschema van het kernteam wordt de kosteneffectiviteitstoets gezien als een drempel. Aan de effectiviteitskant wordt enkel gekeken naar verwijdering van vracht tot een gegeven niveau, aan de kostenkant naar geld en milieueffecten. Eerst moet in het stappenschema altijd worden bekeken of een multifunctionele variant kosteneffectief is. Als deze saneringsdoelstelling tegen acceptabele kosten en met acceptabele milieu-effecten is te realiseren, moet er worden gekozen voor deze wijze van saneren. Zo niet, dan moet worden bekeken of de daarop volgende, iets ruimere saneringsdoelstelling met deze acceptabele kosten en milieuverdiensten is te realiseren (dat wil zeggen binnen de grenswaarde). De minimaal te realiseren variant is verwijderen tot de objectgerichte risiconorm voor grondwater. Is deze variant niet kosteneffectief te realiseren, dat moet met het bevoegd gezag worden onderhandeld over financiering of een andere haalbare saneringsvariant.

In de gepresenteerde beslissystematiek wordt de kosteneffectiviteitstoets gebruikt om de optimale saneringsvariant te kiezen in een gegeven traject tussen het strategische doel (volledige verwijdering) en de voor dat gebied geldende MOD's. In de kosteneffectiviteitstoets worden zowel aan de effectiviteitskant als aan de kostenkant veel criteria bekeken. Met betrekking tot de uitkomst van de toets is het belangrijkste verschil met het stappenschema en met de uitgangspunten van het kabinetsstandpunt dat de regel 'mobiele verontreiniging volledig verwijderen, tenzij...' niet expliciet in de beslissystematiek zit. Elke variant in het gegeven traject tussen de MOD's en volledig verwijderen is in

principe acceptabel, en de wegingsfactoren voor de diverse KE-criteria bepalen in belangrijke mate welke variant de kosteneffectiefste is.

Het uitgangspunt van het kabinetsstandpunt kan worden benaderd door een groot gewicht te geven aan de criteria 'verspreiding' en 'verwijderde vracht'. Dit maakt dat de multifunctionele variant eerder als de kosteneffectiefste naar voren komt. Uit de case-study's blijkt echter dat ook bij de daar gebruikte standaardgewichtenset de varianten die volledige verwijdering dicht naderen, relatief hoog scoren. Een van de redenen daarvan is dat zowel 'kosten' als 'effectiviteit' meerdere aspecten bevat. De varianten waarbij veel verontreiniging in de bodem achterblijft, blijken veelal bij de eerste kosteneffectiviteitsanalyses af te vallen. De vrees voor 'normopvulling' doordat flexibiliteit voor de doelstellingen wordt toegestaan, ligt bij de voorgestelde aanpak dan ook niet direct voor de hand - tenzij aan het aspect 'geld' een allesbepalend gewicht wordt toegekend.

In de gepresenteerde beslissystematiek moet er, net als bij het stappenplan van het kernteam, overleg tussen saneerder en bevoegd gezag plaatsvinden als er geen varianten zijn te bedenken die uitvoerbaar zijn binnen de gestelde voorwaarden. In de beslissystematiek zullen saneerder en bevoegd gezag naar verwachting in de praktijk ook overleggen over de locatiespecifieke invulling van de weegfactoren voor de belangrijkste aspecten op een locatie, waardoor er voldoende mogelijkheden zijn voor maatwerk. De acceptatiecriteria in de vorm van minimale operationele doelen en de standaard wegingsfactoren, geven in redelijke mate rechtszekerheid.

Met uitzondering van de uitvoering van de kosteneffectiviteitstoets is de systematiek eenvoudig uit te voeren, uit te leggen aan niet deskundigen en toe te passen op alle soorten mobiele verontreinigingen. Een nadeel is dat het veel kennis en kunde op het gebied van (geohydrologische) modellering vereist om het kosteneffectiviteitsmodel te 'vullen', met name voor het aspect verspreiding. Bij het zoeken naar en uitwerken van modelcases is duidelijk naar voren gekomen dat de gevraagde gegevens in de huidige praktijk niet algemeen beschikbaar zijn.

6.5 Implementatie van de systematiek voor mobiele verontreiniging

6.5.1 Evaluerend leren

Uit de discussies en de bestudering van praktijkgevallen is gebleken dat er nog weinig praktijkervaring is met saneringsvarianten waarbij gedeeltelijke verwijdering van verontreinigingen plaatsvindt en de verspreiding en nazorg expliciet zijn beoordeeld en afgewogen. Gegevens over dergelijke gevallen zijn ook nog om een andere reden nauwelijks beschikbaar: varianten van saneringen waarbij voortgaande verspreiding optreedt, zijn in het huidige beleid geen acceptabele oplossing. Het gevolg hiervan is dat er nu nog geen kwantitatieve criteria kunnen worden gegeven voor de effectiviteit van verwijdering of verspreiding en de afweging van effecten en kosten. Nu het principe van kosteneffectieve verwijdering als uitgangspunt is aanvaard, zullen erin de praktijk tal van innovatieve en creatieve oplossingen worden toegepast.

Ook is er nog geen ervaring opgedaan met gebiedsgerichte normen of doelstellingen. Ook hiervoor is 'leren in de praktijk' noodzakelijk.

De keuze voor de hoogte van de MOD's is uiterst belangrijk voor het succes van het nieuwe bodembeleid. Als ze te streng zijn, treedt er weer stagnatie op omdat er per saldo niet zo veel verandert. En als ze niet streng genoeg zijn, wordt er onvoldoende voortgang geboekt in de verbetering van de bodemkwaliteit. Ook de keuze van aspecten en de hoogte van de gewichten zijn van groot belang. Daarom moet de implementatie

van de afwegingsmethodiek voor kosteneffectieve verwijdering intensief worden begeleid en moet de opgedane ervaring worden teruggekoppeld. Op basis hiervan kan dan de methodiek dan worden aangepast en kunnen de criteria en normen worden ingevuld.

Het doel van dit implementatietraject is vierledig:

1. Ervaring opdoen met het gebruik van de systematiek, en de systematiek verbeteren op basis van evaluaties. Vooral is van belang of de gekozen beoordelingscriteria compleet zijn en of de operationele uitwerking van de ankerpunten, benodigde gegevens en analysemethode praktisch uitvoerbaar zijn.
2. De onderbouwing van gekozen voorkeursvarianten inventariseren en gebiedsgerichte differentiatie identificeren voor de gewichtenset(s). Dit kan ertoe leiden dat de te gebruiken weegfactoren en de gebiedsgerichte verschillen worden vastgesteld.
3. De gebruikte acceptatiecriteria inventariseren. Welke locatiespecifieke randvoorwaarden worden er gehanteerd om te beoordelen of een variant acceptabel is en welke argumenten gelden hiervoor? Als uit nadere analyse blijkt dat acceptatiecriteria algemene geldigheid hebben of gebiedspecifiek zijn, kunnen deze worden vertaald naar landelijke of gebiedsgerichte MOD's waaraan oplossingen voor alle gevallen in Nederland of in een gebied moeten voldoen.
4. Overige uitgangspunten identificeren die ertoe leiden dat gelijke gevallen ook zo veel mogelijk gelijk worden beoordeeld. Gelijke beoordeling leidt waarschijnlijk ook tot standaardisering, waardoor de uitvoering van de beslissystematiek sterk wordt vereenvoudigd.

6.5.2 Implementatieondersteuning

De afwegingssystematiek voor kosteneffectieve verwijdering van mobiele verontreinigingen is nieuw en relatief complex. Het is tot nu toe nog geen dagelijkse praktijk om te denken in flexibele doelstellingen, gebiedsgerichte differentiatie daarin en gebiedsgerichte doelstellingen. Eveneens nieuw is het beoordelen van en omgaan met verspreiding en onzekerheden daarin. De implementatie van de systematiek moet dan ook intensief worden begeleid.

Voor de implementatie van de methodiek kunnen de volgende activiteiten worden opgezet:

- de methode uitwerken tot een softwarehulpmiddel met toelichting en handleiding, waardoor de toepassing wordt vereenvoudigd en de wijze van afweging landelijk identiek en vergelijkbaar wordt (dit hulpmiddel met toelichting en handleiding moet in een aantal praktijkcases worden getoetst);
- een pilotfase invoeren waarin onafhankelijke deskundigen de methodiek toepassen om de toepasbaarheid te vergroten;
- een opleidings- en trainingsprogramma voor gebruik van de methodiek opzetten voor bevoegde gezagen en hun adviseurs;
- een ondersteuningsteam in het leven roepen dat samen met een gebruiker een of meerdere praktijkcases uitvoert in aanvulling op de training;
- een helpdesk opzetten voor gebruikersondersteuning en probleemoplossing.

6.5.3 Terugkoppeling en uitwerking

De praktijkervaringen met de methodiek moeten worden vertaald in besluiten over aanpassing of uitwerking zoals genoemd in paragraaf 6.5.1. Feitelijk is dit een nadere detailering van het kabinetsstandpunt, die moet plaatsvinden onder verantwoordelijkheid van

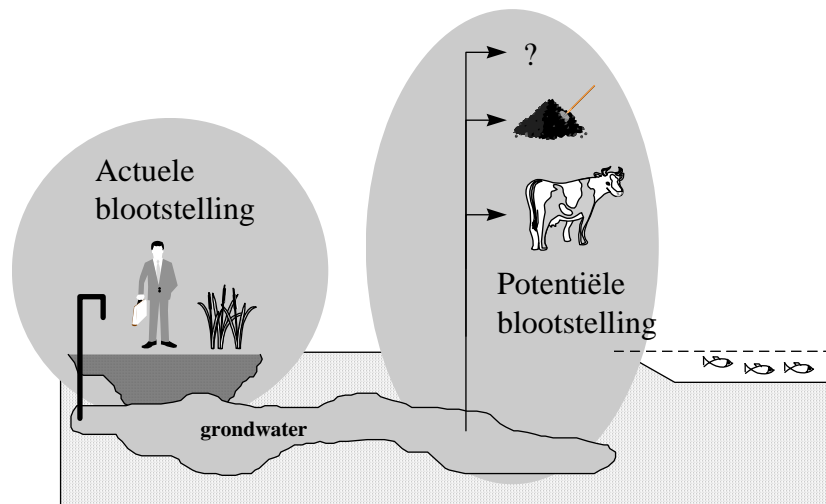
IPO, VNG en VROM-DGM. Hiervoor is het nodig dat een stuurgroep of begeleidingsgroep gedurende een bepaalde tijd (bijvoorbeeld twee jaar) informatie krijgt over alle uitgevoerde afwegingen en dat deze groep de bevoegde gezagen (en het ministerie) adviseert over aanpassing van de systematiek, vaststelling van (gebiedsafhankelijke) wegingsfactoren en minimale operationele doelen. Het verdient aanbeveling om in deze stuurgroep ook vertegenwoordigers van eindgebruikers op te nemen. Desgewenst kan aan de stuurgroep een projectgroep worden toegevoegd die zorg voor de technische en inhoudelijke uitwerking van de adviezen of die de stuurgroep hierover informeert voordat zij haar advies uitbrengt.

DEEL II METHODOLOGISCHE, TECHNISCHE EN PRAKTISCHE ACHTERGRONDEN

7. METHODOLOGISCHE ACHTERGRONDEN

7.1 Potentiële risico's en actuele blootstelling

Er zijn in principe twee typen blootstellingsroutes: een directe route en een potentiële route. Bij de *actuele blootstellingsroute* is er een duidelijke schakel tussen de bron (bijvoorbeeld het bodemoppervlak) en het blootgestelde object (bijvoorbeeld een mens of een ecosysteem). Deze blootstellingsroutes zijn niet noodzakelijkerwijs gekoppeld aan bepaalde delen van de bodem. Dit is geïllustreerd in figuur 15. Verontreinigd grondwater kan hier zowel via de actuele route objecten bedreigen (hier een mens via zijn drinkwater) als via de potentiële route mogelijke toepassingen in de toekomst verhinderen. Het onderscheid tussen actuele en potentiële blootstellingen is geen algemeen onderscheid maar een onderscheid dat van geval tot geval wordt gemaakt, afhankelijk van de specifieke omstandigheden.



Figuur 15 Verontreinigd grondwater kan zowel direct objecten bedreigen als mogelijke toepassingen in de toekomst verhinderen

De indelingen *mobiele verontreiniging/immobiele verontreiniging* en *actuele blootstelling/potentiële blootstelling* kunnen worden gebruikt om mogelijke managementstrategieën in kaart te brengen. In principe zijn er vier mogelijkheden (zie tabel 13).

Tabel 13 Managementstrategieën bij bodemverontreiniging

	Actuele route	Potentiële route
Mobiele verontreiniging	Risicomanagement gericht op objecten (nu en in de toekomst)	Bescherming van potentiële functies (nu en in de toekomst)
Immobiele verontreiniging	Risicomanagement gericht op objecten	Bescherming van potentiële functies

Bij immobiele verontreiniging met actuele blootstellingsroutes (zoals een vervuiling bij het oppervlak in de bebouwde kom) is het van het grootste belang om te voorkomen dat objecten worden blootgesteld. Hiervoor is beheer gericht op risicoreductie het geschiktst.

Bij mobiele verontreiniging waarbij ook een actuele blootstellingsroute kan worden vastgesteld, moeten de bedreigde objecten ook worden beschermd. Bovendien moeten functies worden beschermd omdat het risico bestaat dat de verontreiniging zich verspreid. Als er alleen potentiële blootstellingsroutes zijn (bijvoorbeeld bij een verontreiniging in een diepe grondlaag), moet de sanering zijn gericht op herstel van de gebruiksmogelijkheden van de bodem of het grondwater. Dit geldt voor zowel immobiele als mobiele verontreiniging, maar bij mobiele verontreiniging moet een groter gebied in ogen-schouw worden genomen.

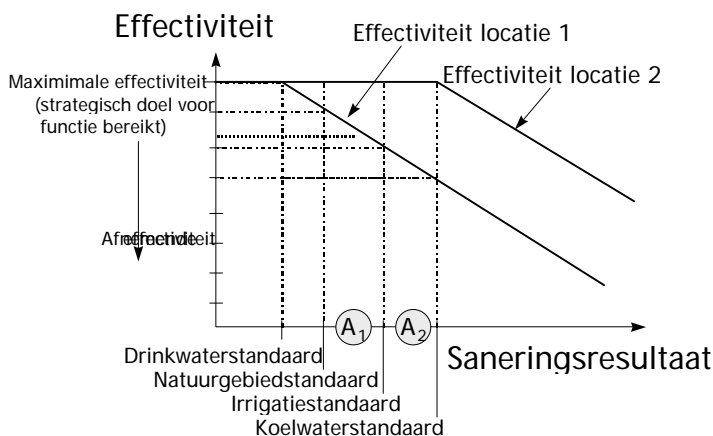
Dit betekent:

- dat de aanpak van bodemverontreiniging wordt bepaald door het onderscheid tussen actuele en potentiële blootstellingsroute én door het onderscheid tussen mobiele en immobiele verontreiniging;
- dat voor immobiele verontreiniging de actuele en potentiële blootstellingsroutes onafhankelijk zijn van de tijd;
- dat voor mobiele verontreiniging de actuele en potentiële blootstellingsroutes afhankelijk zijn van de tijd en dat ze kunnen worden vastgesteld als de verspreidingsmech-anismen bekend zijn.

7.2 Meten van effectiviteit

7.2.1 Effectiviteit en regionale verschillen

Stel dat we de gebruiksrisico's kunnen relateren aan maximaal toelaatbare concentra-ties van verontreinigende stoffen.⁵ Omdat het gebruik van locaties kan verschillen, zul-len deze concentraties ook locatie-afhankelijk zijn. Figuur 16 laat zien wat hiervan de consequenties zijn. In dit voorbeeld zijn er twee locaties. Bij locatie 1 is het doel het grondwater te beschermen voor toekomstig gebruik als drinkwater. Bij locatie 2 is alleen het toekomstig gebruik als proceswater van belang. De effectiviteitsgrafieken laten dit ook zien: bij locatie 2 is de effectiviteit al maximaal bij een hogere eindconcentratie.



⁵ Dit is slechts een van de mogelijke strategische doelstellingen.

Figuur 16 Meting van effectiviteit bij een functiegerichte sanering

Stel nu dat er twee saneringsvarianten (V1 en V2) kunnen worden ingezet met de in figuur 16 weergegeven eindconcentraties. Voor locatie 2 kunnen beide varianten worden toegepast om de maximale effectiviteit te behalen. Maar als V1 duurder is dan V2, is V1 geen efficiënte keuze.

Voor locatie 1 is V1 vanuit effectiviteitsoogpunt te verkiezen boven V2. Maar als V1 duurder is dan V2, dan is het maar de vraag of die extra kosten de toename aan toekomstige gebruiksmogelijkheden (het grondwater is ook geschikt voor irrigatie) wel waard zijn. De keuze tussen V1 en V2 hangt hier dus af van de weging tussen kosten en effectiviteit.

Dit voorbeeld laat zien dat effectiviteit locatiegebonden is. Zonder kennis over de verlangde milieuvorraden en de regionale variatie daarin kan effectiviteit - en ook kosten-effectiviteit - niet in de praktijk worden toegepast. Ook is de effectiviteit gerelateerd aan de specifieke doelstelling die overeenkomt met het maximale effectiviteitsniveau.

7.2.2 *Het evenwicht tussen kosten en effectiviteit*

De filosofie achter kosteneffectief saneren is gebaseerd op twee grondprincipes:

- *milieukwaliteit*: vermindering van de vracht in de bodem, vermindering van blootstelling aan mensen en ecosystemen en het voorkomen van verontreiniging van schone gebieden;
- *kosten*: maximale minimalisering van de financiële kosten en andere middelen voor de saneringsactiviteiten.

Het einddoel van saneringen moet een aanvaardbaar evenwicht zijn tussen de kosten en de effectiviteit. Dit evenwicht kan worden bekeken per locatie, maar ook per regio. Voor deze twee gezichtspunten zijn ook twee verschillende beoordelingsstrategieën nodig:

1. *Evenwicht op de locatie*. Deze strategie, die in dit rapport is uitgewerkt, is bedoeld om de kosteneffectiefste oplossing te vinden voor een specifieke locatie. Voor een andere locatie kan de oplossing heel anders zijn, ook al worden de zelfde varianten in ogenschouw genomen. Dit hoeft niet alleen te liggen aan de verschillende effecten maar ook aan verschillende locatiespecifieke voorkeuren. Verder geldt dat de individuele voorkeursvarianten voor een groep locaties in een regio niet per se de kosteneffectiefste oplossing zijn voor de regio als geheel.
2. *Verhandelbare rechten* zijn wellicht de beste strategie voor het regionale niveau. Bepaalde locaties worden schoner dan strikt noodzakelijk en andere minder schoon, afhankelijk van de wens van de probleemhebber om de bodem (verder) te saneren of om verontreinigingsrechten te kopen (als een locatie schoner wordt dan strikt noodzakelijk, kan hij vervuillingsrechten verkopen). Deze benadering is efficiënt in economische termen maar kan leiden tot onbevredigende resultaten op locaties waar de probleemhebber besluit om emissierechten te kopen in plaats van te saneren.

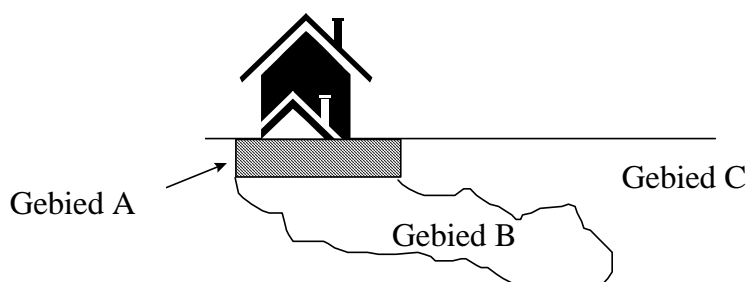
In dit rapport wordt de eerste strategie beschreven, maar verhandelbare rechten hebben dus een aantal voordelen die niet naar voren komen bij de hier beschreven locatiespecifieke strategie.

7.3 Het vaststellen van de minimale operationele doelen

In hoofdstuk 3 is aangegeven dat het kabinetsstandpunt ruimte biedt voor een zekere bandbreedte in het te bereiken eindresultaat van een sanering. Deze bandbreedte wordt begrensd door het strategische doel en het (regionaal gedifferentieerde) minimale operationele doel (MOD). Het heeft consequenties voor de saneringsaanpak als er flexibiliteit wordt toegestaan in de te bereiken einddoelen van een sanering in het mobiele regime en als functiegerichte sanering van verontreinigingen in het immobiele regime wordt toegestaan. In het algemeen zal, explicieter dan tot nu toe het geval was, de (actuele of potentiële) blootstelling sturend zijn voor de noodzaak en keuze van een saneringsaanpak.

De filosofie van actuele en potentiële blootstellingen is vertaald naar verontreinigde locaties in de vorm van drie verschillende gebieden (A, B en C). In figuur 17 staat een fictieve locatie met deze drie gebieden (zie ook paragraaf 3.3.2):

- Gebied A: In dit gebied vindt de actuele blootstelling plaats, want hier zijn risico's aanwezig voor de gebruikers van de grond.
- Gebied B: Dit gebied komt overeen met de potentiële blootstellingsroute.
- Gebied C: Ook hier is sprake van potentiële blootstelling. Hoewel het gebied nog niet is verontreinigd, wordt het wel bedreigd door verspreiding van de pluim.



Figuur 17 Gebied A, B en C worden vastgesteld aan de hand van blootstelling en verspreidingsrisico

Gebied A, B en C hebben *geen* scherpe (geografische) grenzen, en bovendien kunnen de grenzen veranderen in de tijd. Het doel van het onderscheid is ondersteuning te geven bij de keuze tussen saneringsopties en *niet* tussen specifieke technieken. De indeling in A, B en C is verder van belang omdat de saneringsaanpak en daarmee de kosteneffectiviteitsaspecten kunnen afhangen van actuele of potentiële blootstellingsroutes en van mogelijkheden voor verspreiding van de verontreinigingen.

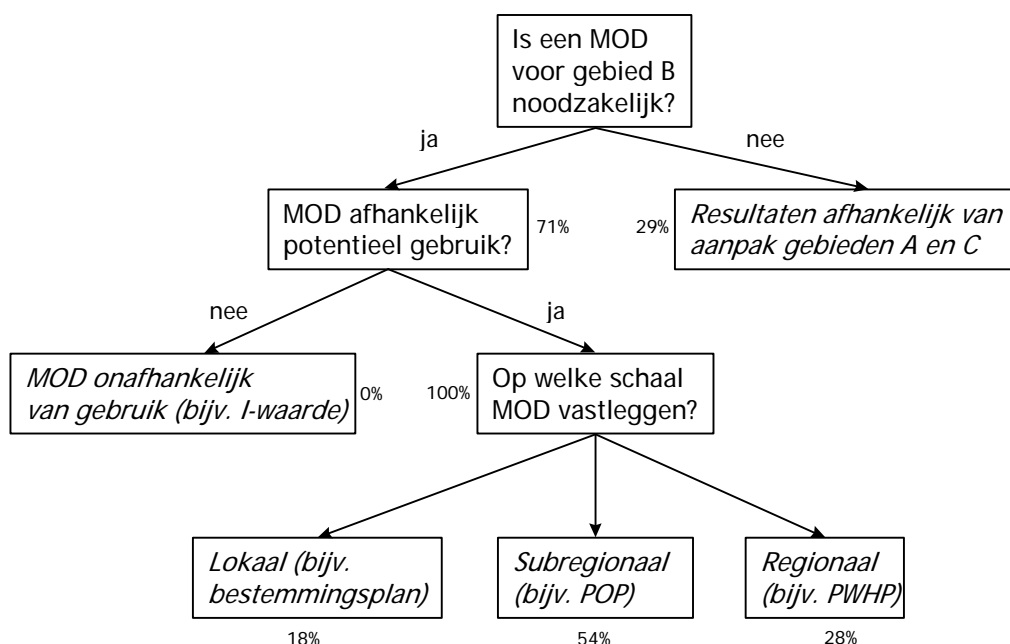
Hieronder wordt besproken wat de consequenties zijn als er MOD's worden gesteld voor de gebieden B en C. Het gaat daarbij om een samenvatting van de discussies die hierover zijn gevoerd in workshop 2. Er is aangenomen dat er voor gebied A, waar actuele risico's zijn, maatregelen worden genomen om deze risico's te elimineren.

7.3.1 Een MOD voor gebied B

De resultaten van de workshop met betrekking tot de keuzemogelijkheden voor gebied B staan weergegeven in figuur 18. De eerste vraag is uiteraard of er überhaupt een MOD voor gebied B moet worden gesteld. Een duidelijke meerderheid van de work-

shopdeelnemers (71% van de ongeveer dertig deelnemers) was van mening dat er een MOD voor gebied B zou moeten worden gesteld. Hiermee wordt tegemoetgekomen aan het idee dat de sanering van gebied B in ieder geval een (nader vast te stellen) resultaat moet gaan opleveren. De mensen die *niet* overtuigd waren van de noodzaak om een MOD te stellen, gaven hiervoor twee redenen:

1. Een MOD kan leiden tot 'normopvulling'. Het animo om verder te saneren dan het MOD is immers gering op het moment dat 'het doel is gerealiseerd'.⁶
2. Hoewel de afwegingssytematiek is bedoeld voor verontreinigingen van vóór 1987, kan de indruk ontstaan dat de waarde van het MOD kan worden beschouwd als het niveau tot waar de bodem in de huidige situatie mag worden verontreinigd.



Figuur 18 Stroomschema voor het inzichtelijk maken van de keuzemogelijkheden voor gebied B (de percentages geven de resultaten van de workshop weer)

Als er geen MOD voor gebied B wordt gesteld, heeft dat als consequentie dat de sanering wordt bepaald door de functionele sanering in gebied A en door de eisen die worden gesteld aan gebied C. Vanwege de risico's voor verspreiding zullen met name de eisen voor gebied C bepalend zijn voor de resultaten in gebied B.

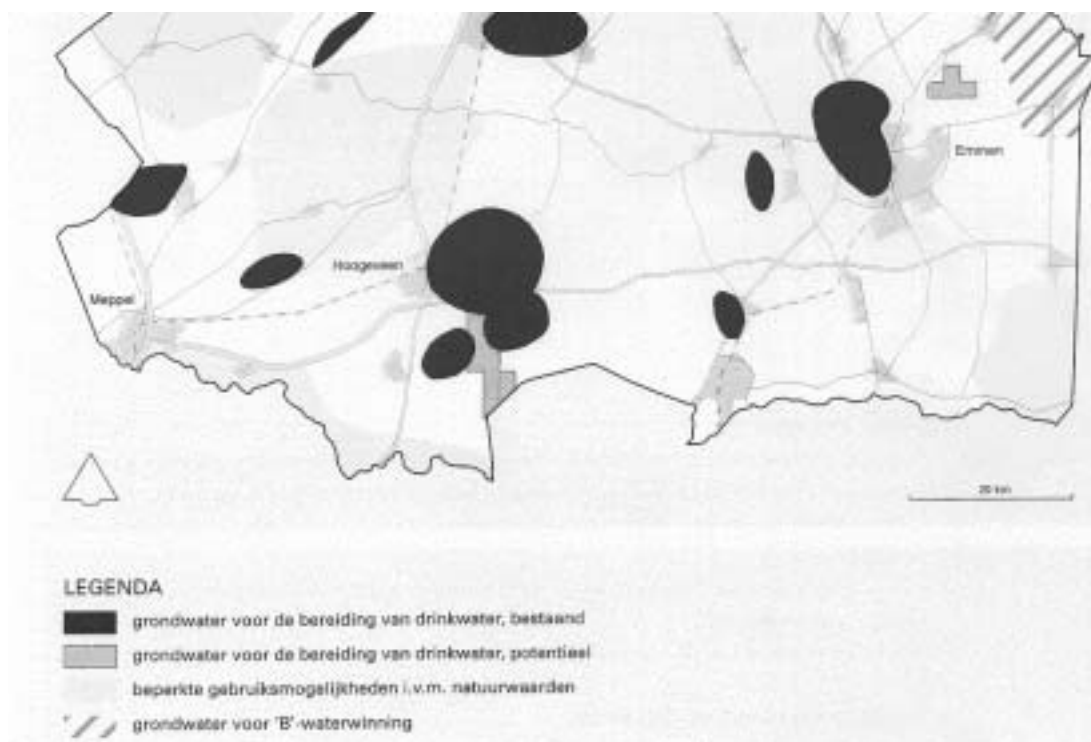
Uitgaande van de noodzaak van een MOD, kan de vraag worden gesteld of deze doelstelling wel of niet moet worden gekoppeld aan het gebruik van de bodem of het grondwater. Niet-koppeling van het MOD aan het gebruik lijkt sterk op de huidige situatie, waarin onafhankelijk van het gebruik vaste I-, T- en S-waarden gelden. Dit werd unaniem afgewezen. Alle deelnemers van de workshop waren dus voor koppeling van het MOD aan het gebruik van bodem en/of grondwater. Dit zou er bijvoorbeeld toe kunnen

⁶ Doordat de begrippen *kosten* en *effectiviteit* (zie hoofdstuk 4) niet alleen respectievelijk 'geld' en 'te bereiken eindconcentratie' omvatten, is het niet op voorhand waarschijnlijk dat elke sanering precies zal stoppen bij het MOD.

leiden dat verontreinigingen alleen in geval van kwetsbare functies volledig moeten worden gesaneerd.

Om een indruk te geven van de praktische uitwerking van deze keuze, zijn er drie schaalniveaus gepresenteerd waarop het gebruik van bodem en/of grondwater wordt vastgelegd. Het laagste schaalniveau betreft het bestemmingsplan. Hierin worden met name de functies en gebruik van de bodem (aan maaiveld) vastgelegd. De meeste deelnemers vonden dit schaalniveau minder geschikt voor het stellen van een MOD voor gebied B.

Het andere 'uiterste' betreft het provinciaal waterhuishoudingsplan (PWHP, zie figuur 19). Op deze kaart is de functie van het grondwater aangegeven in een aantal klassen, bijvoorbeeld grondwater voor de bereiding van drinkwater (potentieel of bestaand) of grondwater waarvoor beperkte gebruiksmogelijkheden gelden in verband met natuurwaarden. Dit schaalniveau is zodanig dat er geen informatie is over het gebruik en de functies van de bodem aan maaiveld. Ongeveer een vijfde van de deelnemers vond desondanks dat dit schaalniveau bruikbaar was voor het stellen van het MOD.

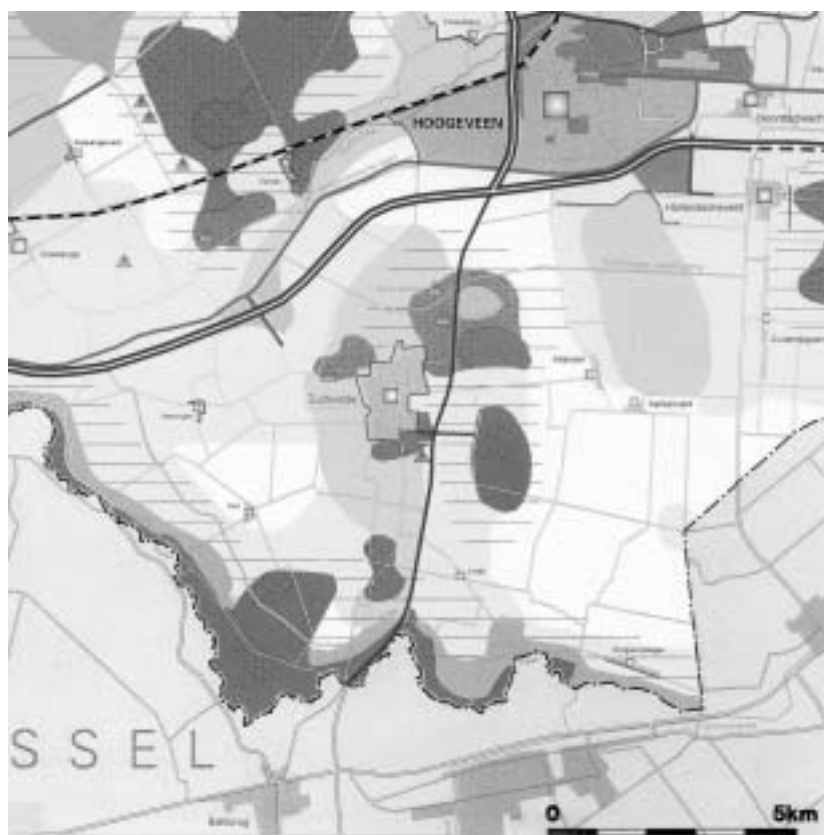


Figuur 19 Fragment van het provinciaal waterhuishoudingsplan (PWHP) van de provincie Drenthe

Het schaalniveau dat de meeste aanhang verwierf, was het provinciale omgevingsplan (POP, zie figuur 20). In het POP zijn het streekplan en het PWHP in elkaar verweven op een zodanig niveau dat er zowel informatie is over de functietoekenning en het gebruik van de bodem (maaiveld) als over het grondwater. Het gebruikte schaalniveau⁷ is met

⁷ Het schaalniveau van een POP is dusdanig dat er bij een gemiddelde pluim van 200 tot 250 m slechts bij uitzondering meerdere MOD's in de pluim zullen zijn. Voor de doelstellingen van het grondwater lijkt dit schaalniveau daarom bruikbaar.

name geschikt voor het landelijk gebied. Het bodemgebruik in het stedelijk gebied (of de bebouwde omgeving) is niet of nauwelijks onderscheiden naar functie.



Figuur 20 Fragment van het provinciale omgevingsplan (POP) van de provincie Drenthe

Tabel 14 bevat een overzicht van de voor- en nadelen van de verschillende keuzes.

Tabel 14 Overzicht van de voor- en nadelen van de keuze voor een minimaal operationeel doel gebied in B

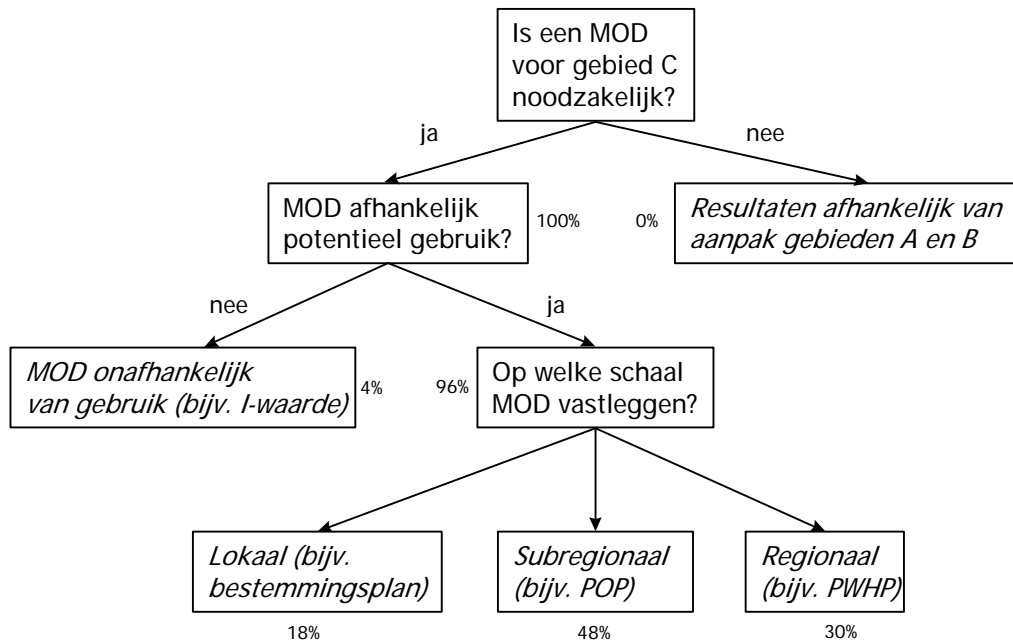
Minimaal operationeel doel	Voordeel	Nadeel
Onafhankelijk potentieel gebruik (bijv. I-waarde)	<ul style="list-style-type: none"> • eenvoudig 	<ul style="list-style-type: none"> • duur of onvoldoende afgestemd op gebruik
Afhankelijk lokale potentiële gebruik (bestemmingsplan)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop: niet meer saneren dan nodig • maatwerk mogelijk 	<ul style="list-style-type: none"> • erg gedetailleerd
Afhankelijk subregionale potentiële gebruik (POP)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop: niet meer saneren dan nodig • maatwerk mogelijk • afstemming PWHP mogelijk 	<ul style="list-style-type: none"> • weinig detail in stedelijk gebied
Afhankelijk regionale potentiële gebruik (waterwensenkaart/PWHP)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop?: niet meer saneren dan nodig • afstemming PWHP mogelijk 	<ul style="list-style-type: none"> • geen detail t.a.v. functie aan maaiveld
Geen MOD	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop? 	<ul style="list-style-type: none"> • geen garanties t.a.v. te bereiken doel (afhankelijk van A en C)

7.3.2 Een MOD voor gebied C

Gebied C is de zone waar (nog) geen verontreiniging(en) aanwezig is (zijn). De workshopresultaten betreffende de keuzemogelijkheden voor gebied C staan weergegeven in figuur 21.

De eerste vraag voor gebied C is of verspreiding überhaupt kan worden geaccepteerd. Alle workshopdeelnemers gaven aan dat verspreiding moet worden toegestaan, mits deze op een of andere manier wordt gelimiteerd. Minder dan de helft vond dat dit alleen voor afbreekbare verontreinigingen van toepassing zou moeten zijn. Over de wijze waarop de verspreiding zou moeten worden gelimiteerd, is geen consensus bereikt. Aanknopingspunten hiervoor zijn limitering van de flux of de maximale concentratie of eventueel vaststelling van een over een bepaalde periode gemiddelde concentratie of flux.

Behalve voor limitering van de verspreiding spraken de deelnemers van de workshop zich unaniem uit voor de keuze van een MOD. De suggestie dat het MOD (of het saneringsresultaat) in gebied C simpelweg het resultaat is van de sanering in de zones A en B, gaf de deelnemers onvoldoende sturingsmogelijkheden voor de te bereiken doelstellingen in gebied C. Ook komt een regionale differentiatie op deze wijze niet voldoende expliciet tot uiting in het MOD.



Figuur 21 Stroomschema voor het inzichtelijk maken van de keuzemogelijkheden voor gebied C (de percentages geven de resultaten van de workshop weer)

Uitgaande van de noodzaak van een MOD, kan de vraag gesteld worden of deze doelstelling wel of niet moet worden gekoppeld aan het gebruik van bodem of grondwater. Niet-koppeling van het MOD aan het gebruik lijkt sterk op de huidige situatie, waarin onafhankelijk van het gebruik vaste I-, T- en S-waarden gelden. Dit werd in grote meerderheid afgewezen. Vrijwel alle deelnemers van de workshop waren dus voor koppeling van het MOD aan het gebruik van bodem en/of grondwater. Hiermee is het dus mogelijk om de saneringsdoelstelling af te stemmen op het gebruik van bodem en/of grondwater, waarmee een aanzienlijke kostenreductie kan worden gerealiseerd. Vergeleken met de huidige situatie dient de verontreiniging alleen in geval van kwetsbare functies volledig te worden gesaneerd.

Om een indruk te geven van de praktische uitwerking van deze keuze, zijn opnieuw drie schaalniveaus gepresenteerd waarop het gebruik van bodem en/of grondwater wordt vastgelegd: het PWHP, het POP en het bestemmingsplan. Net zoals voor gebied B gold, waren de meeste deelnemers ook voor gebied C gecharmeerd van het schaalniveau van het POP (waarin een groot aantal bodemgebruiksfuncties uit het streekplan is gecombineerd met de functietoekenning van het grondwater uit het PWHP).

Een overzicht van de voor- en nadelen van de verschillende keuzemogelijkheden staat weergegeven in tabel 15.

Tabel 15 Overzicht van de voor- en nadelen van de keuze voor een minimaal operationeel doel gebied in C

Minimale operationele doel	Voordeel	Nadeel
Geen verspreiding	<ul style="list-style-type: none"> • niet verontreinigen wat schoon is • eenvoudig 	<ul style="list-style-type: none"> • duur (onrealistisch?)
Slechts tijdelijk verspreiding toestaan	<ul style="list-style-type: none"> • verspreiding is tijdelijk en gelimiteerd 	<ul style="list-style-type: none"> • (tijdelijk) verontreinigen schone bodem • grote onzekerheden
Onafhankelijk potentieel gebruik (bijv. T-waarde)	<ul style="list-style-type: none"> • eenvoudig 	<ul style="list-style-type: none"> • verontreinigen schone bodem • niet afgestemd op gebruik
Afhankelijk lokale potentiële gebruik (bestemmingsplan)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop: niet meer saneren dan nodig • sluit aan bij bestaande 'kaarten' 	<ul style="list-style-type: none"> • verontreinigen schone bodem • gedetailleerd/complex • verspreiding gekoppeld aan functies maaiveld
Afhankelijk subregionale potentiële gebruik (POP)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop: niet meer saneren dan nodig • sluit aan bij bestaande 'kaarten' 	<ul style="list-style-type: none"> • verontreiniging schone bodem • verspreiding deels gekoppeld aan functies maaiveld
Afhankelijk regionale potentiële gebruik (PWHP/waterwensenkaart)	<ul style="list-style-type: none"> • goedkoop?: niet meer saneren dan nodig • eenvoudig door grote schaal kaart • goedkoop wanneer emissierechten regionaal uitgemiddeld mogen worden • sluit aan bij bestaande 'kaarten' 	<ul style="list-style-type: none"> • verontreiniging schone bodem • duur, als minimale potentiële doel scherp is

In tabel 15 staat als nadeel van het toestaan van verspreiding dat er schone bodem wordt verontreinigd. Dit is een logisch gevolg van een noodzakelijk geachte verspreiding

Net als is geconcludeerd voor gebied B, lijken de schaalniveaus van met name het PWHP en het POP bruikbaar als uitgangspunt voor de vaststelling van MOD's.

8. TECHNISCHE ACHTERGRONDEN

8.1 De indices voor kosten effectiviteit

De kosten en de effectiviteit van een bodemsaneringsoperatie zijn een combinatie van de aspecten die de kosten bepalen en de aspecten die de effectiviteit bepalen. Deze relaties staan hieronder, waarbij 'milieubelasting' een gecombineerd aspect is dat bestaat uit luchtverontreiniging, finaal afval, energiegebruik en oppervlaktewaterverontreiniging.

Kosten (K) = *f* (geld, tijd, verspreiding, milieubelasting)

Effectiviteit (E) = *g* (schone bodem, schoon oppervlak, blootstellingsreductie, vrachtverwijdering)

Als voor de aspecten kosten en effectiviteit geldt dat ze onafhankelijk en niet overbodig zijn, en als er geen dubbeltellingen in voorkomen, dan zijn de indices voor kosten en effectiviteit eenvoudigweg de gewogen som van de afzonderlijke aspecten:

$$K(V_i) = \sum_{j=1}^8 w_j N(x_{ij}); \quad E(V_i) = \sum_{j=9}^{12} w_j N(x_{ij})$$

V_i = *i*-de variant

x_{ij} = score van variant V_i op aspect j

$N(x)$ = genormaliseerde score van variant V_i op het aspect j

w_j = gewicht behorend bij aspect j

De K- en E-indices hebben de volgende eigenschappen:

- De K-index/E-index is gelijk aan 1 als de kosten/effectiviteit het laagst/hogst mogelijk zijn. Dit komt dus overeen met de ideale situatie, waarin geen kosten zijn en maximale effectiviteit is.
- De K-index/E-index wordt op 0 gezet bij een referentiegeval waar sprake is van hoge kosten/lage effectiviteit.

Voor de berekening van de indices voor K en E zijn de volgende stappen nodig:

1. selectie van twee referentiepunten of *ankerpunten* voor elk aspect (zij bepalen de 0 en de 1 op de K- en E-schalen);
2. vaststelling van de *waarderingsfuncties* voor alle aspecten en de conversie van de prestatietabel in een *genormaliseerde prestatietabel*;
3. vaststelling van het *gewicht* van elk aspect binnen de K- en de E-groepen;
4. berekening van de *gewogen som* van de K-aspecten en de E-aspecten.

Deze stappen worden hier onder uitgewerkt.

8.2 Normalisatie en ankerpunten

De ankerpunten bepalen de 0 en de 1 op de schalen voor K en E. Voor elk aspect geldt een apart ankerpunt. Een aantal logische keuzes hiervoor is hieronder uitgewerkt:

- *Kosten*: voor elk aspect is de hoogst mogelijke score gelijk aan 0 (de strategische doelstelling voor de kostenaspecten) en is de slechtste score óf gerelateerd aan de

slechtste uitkomst van de onderzochte varianten óf aan de uitkomst van een bepaalde referentievariant.

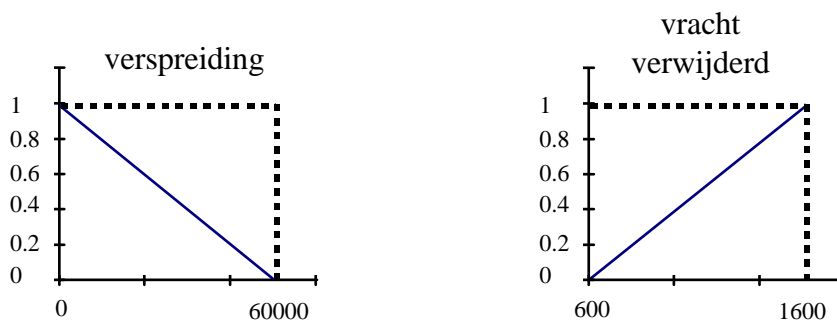
- *Effectiviteit*: voor elk aspect is de hoogst mogelijke score het strategisch doel en is de slechtste score óf gerelateerd aan de slechtste uitkomst van de onderzochte varianten óf aan de uitkomst van een bepaalde referentievariant.

Tabel 16 toont ter illustratie de mogelijke ankerpunten die behoren bij het voorbeeld uit tabel 2. De cursieve waarden horen bij de slechtste waarden en dienen hier als ankerpunt. De vetgedrukte waarden horen bij de best mogelijke scores (dat wil zeggen de strategische doelstellingen).

Tabel 16 Beste score (strategische doelstelling) en slechtste score (laagste score van de varianten die zijn bestudeerd) voor elk aspect van het voorbeeld uit hoofdstuk 4

	Slechtste score	Strategische doelstelling	V1	V2	V3	V4
Kosten						
Geld	6000	0	5000	6000	3500	1450
Tijd	30	0	6	30	10	30
Verspreiding (V)	60000	0	0	0	0	60000
Verspreiding (O)	10000	0	0	0	0	10000
Luchtverontr.	17500	0	7500	17500	7000	500
Afval	100	0	100	35	50	10
Opp.waterverontr.	0	0	0	0	0	0
Energie	10709	0	4673	10709	4266	300
Effectiviteit						
Schone bodem (V)	0	80000	80000	0	80000	78000
Schoon opp. (O)	0	14000	14000	0	14000	13000
Blootstellingsred.	98	100	100	100	100	98
Vracht verwijderd	600	1600	1600	600	1550	1500

Met de ankerpunten kunnen de scores worden genormaliseerd. Figuur 22 laat hier twee voorbeelden van zien. De waarderingsfuncties zijn hier lineair, maar in principe kunnen er ook andere vormen worden gebruikt. De scores op kosten en effectiviteit worden op 1 genormaliseerd als ze overeenkomen met de strategische doelstelling. De theoretisch beste variant scoort dus allemaal enen en de slechtste allemaal nullen.



Figuur 22 Twee voorbeelden van (lineaire) waarderingsfuncties

Elke score in de prestatietabel (tabel 2) wordt geconverteerd naar een genormaliseerde score (zoals is gedaan is in tabel 17). Een snelle analyse geeft de volgende dingen aan:

- V1 is goed in de aspecten verspreiding en in de effectiviteitsaspecten.
- V2 is goed in verspreiding maar het slechtst in kosten en in de meeste aspecten voor effectiviteit.
- V3 is goed in effectiviteit en gemiddeld in de kostenaspecten.
- V4 is het best in termen van geld maar onvoldoende in de meeste andere aspecten.

Tabel 17 Genormaliseerde prestatietabel voor het voorbeeld uit hoofdstuk 4

	V1	V2	V3	V4
Kosten				
Geld	0.17	0	0.42	0.76
Tijd	0.80	0	0.67	0
Verspreiding (V)	1	1	1	0
Verspreiding (O)	1	1	1	0
Luchtverontreiniging	0.57	0	0.60	0.97
Afval	0	0.65	0.50	0.90
Opp.waterverontreiniging	0	0	0	0
Energie	0.56	0	0.60	0.97
Effectiviteit				
Schone bodem (V)	1	0	1	0.97
Schoon opp. (O)	1	0	1	0.93
Blootstellingsreductie	1	1	1	0.96
Vracht verwijderd	1	0	0.95	0.90

8.3 Gewichten

Gewichten drukken het relatieve belang van de verschillende aspecten uit. Ze laten trade-offs zien tussen de aspecten, ofwel: hoeveel van het ene aspect kunnen we opgeven ten bate van het andere aspect? Hier worden de gewichten vastgesteld binnen de groepen van aspecten voor kosten en effectiviteit, en dus niet tussen de twee groepen.

In tabel 18 staan voorbeeldgewichten. Omdat de gewichten niet uitdrukken wat het belang is van het ene aspect ten opzichte van het andere maar wat de trade-offs zijn, laat de EQ-kolom zien wat de werkelijke betekenis is van de hoogte van het gewicht. De hier getoonde gewichten geven aan dat de volgende kostenreducties even aantrekkelijk zijn:

- besparing van 151 kFl.;
- bekorting van de saneringsduur met anderhalf jaar;
- voorkomen van 3000 m³ verspreiding;
- enzovoort.

Voor de effectiviteit geldt hetzelfde.

Gewichten kunnen (net als bij RMK) worden vastgesteld door experts of ze kunnen voor elke locatie opnieuw worden bepaald op basis van onderhandelingen. Bepaalde gewich-

ten kunnen ook worden gerelateerd aan politieke doelstellingen, zoals aan nationale doelstellingen voor energiebesparing of afvalpreventie.

Tabel 18 Een voorbeeldset met gewichten

	<i>Gewicht</i>	<i>EQ</i>	<i>Eenheid</i>
<i>Kosten</i>			
Geld	0.390	150	kFl.
Tijd	0.190	1.50	jaar
Verspreiding (V)	0.190	3000	m ³
Verspreiding (O)	0.190	500	m ²
Luchtverontreiniging	0.004	450	Leq
Afval	0.004	250	m ³
Opp.waterverontreiniging	0.004	0	Weq
Energie	0.004	27000	MJ
<i>Effectiviteit</i>			
Schone bodem (V)	0.3125	2500	m ³
Schoon opp. (O)	0.0625	2200	m ²
Blootstellingsreductie	0.3125	1.6	%
Vracht verwijderd	0.3125	32	kg

8.4 Analyse van het kosteneffectiviteitsdiagram

De analyse van het kosteneffectiviteitsdiagram gaat uit van de ankerpunten die de '0'- en de '1'-waarden bepalen. Tabel 19 laat zien welke ankerpunten dit zijn.

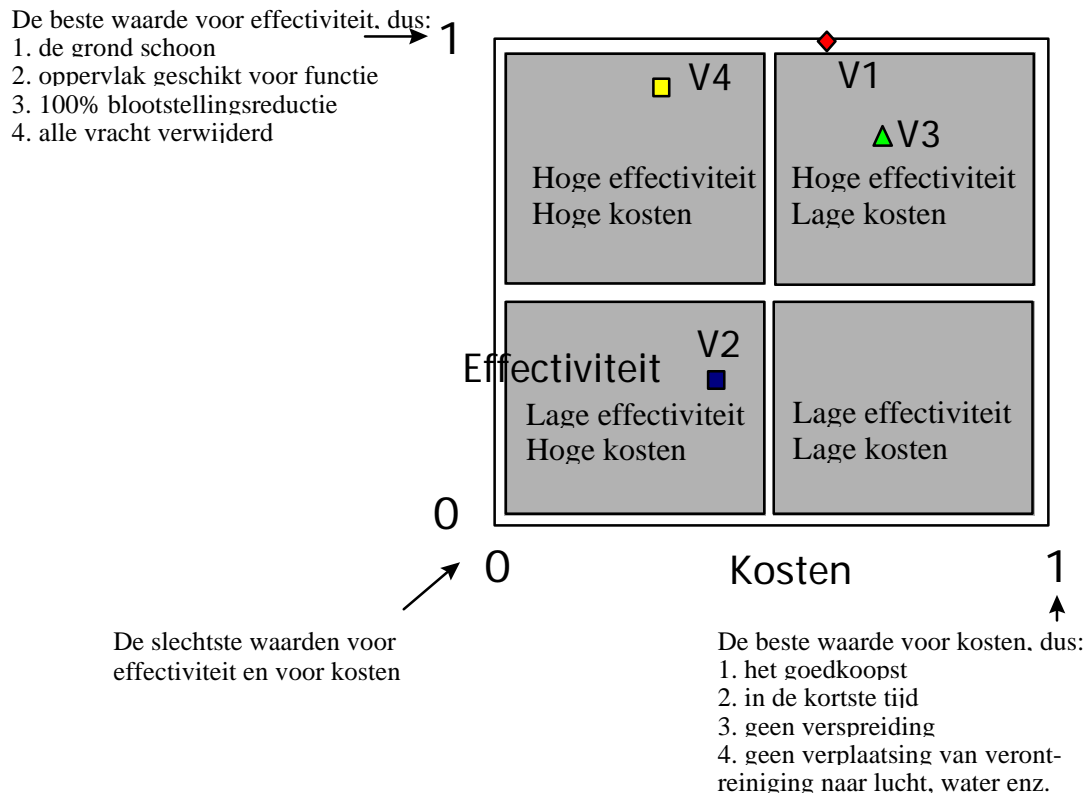
Tabel 19 Ankerpunten van het kosteneffectiviteitsdiagram

<i>Kosten</i>	<i>K=0</i>	<i>K=1</i>	<i>Effectiviteit</i>	<i>E=0</i>	<i>E=1</i>
Geld	6000	0	Schone bodem (V)	0	80000
Tijd	30	0	Schoon opp. (O)	0	14000
Verspreiding (V)	60000	0	Blootstellingsreductie	50	100
Verspreiding (O)	10000	0	Vracht verwijderd	600	1600
Luchtverontreiniging	17500	0			
Afval	100	0			
Opp.waterverontrein.	0	0			
Energie	10709	0			

Figuur 23 laat de vier belangrijkste gebieden zien in een KE-diagram. Het is van belang om de volgende punten in het achterhoofd te houden:

1. De lengte van de K- en de E-assen is afhankelijk van de verschillen tussen de beste en de slechtste varianten. Dat betekent niet alleen dat er bij de interpretatie rekening moet worden gehouden met de waarden van de ankerpunten maar ook dat KE-diagrammen van verschillende locaties niet zo maar met elkaar kunnen worden vergeleken.
2. Als de ankerpunten veranderen, veranderen de posities van de varianten in het plot mee. Als bijvoorbeeld de maximaal te spenderen hoeveelheid geld wordt verdubbeld, schuiven alle varianten naar rechts in het diagram en lijken ze dus allemaal beter.

3. De *relatieve* posities blijven echter steeds het hetzelfde, onafhankelijk van de ankerpunten.
4. Alleen door de gewichten te veranderen, kunnen de varianten ten opzichte van elkaar veranderen.



Figuur 23 Kosteneffectiviteitsdiagram voor een fictieve sanering

8.5 De eliminatieprocedure en de kosteneffectiviteitsevaluatie

In deze stap wordt vastgesteld wat de meest veelbelovende varianten zijn. De procedure gaat als volgt:

1. analyse van de kosteneffectiviteitsverschilratio's voor alle variantenparen;
2. identificatie van de varianten die worden gedomineerd door effectiviteit (een positief ratio tussen verschillen in effectiviteit en kosten), en gedetailleerde analyse van deze varianten met behulp van (a) de grafieken met genormaliseerde verschillen of (b) de tabel met fysieke verschillen;
3. vergelijking van de overige varianten met behulp van (a) de grafieken met genormaliseerde verschillen of (b) de tabel met fysieke verschillen.

8.5.1 Kosteneffectiviteitsverschilratio's

In tabel 20 staan de kosteneffectiviteitsverschilratio's, die als volgt zijn berekend:

$$\text{kosteneffectiviteitsverschilratio tussen } V_i \text{ en } V_j = KEVR(i,j) = \frac{E(V_i) - E(V_j)}{K(V_i) - K(V_j)}$$

Positieve uitkomsten voor de KEVR's geven aan dat er sprake is van niet-kritische keuzes: er zijn hier geen trade-offs nodig, dat wil zeggen dat er geen effectiviteit hoeft te worden ingeleverd ten bate van de kosten. Bij negatieve uitkomsten van de KEVR's is dit wel het geval.

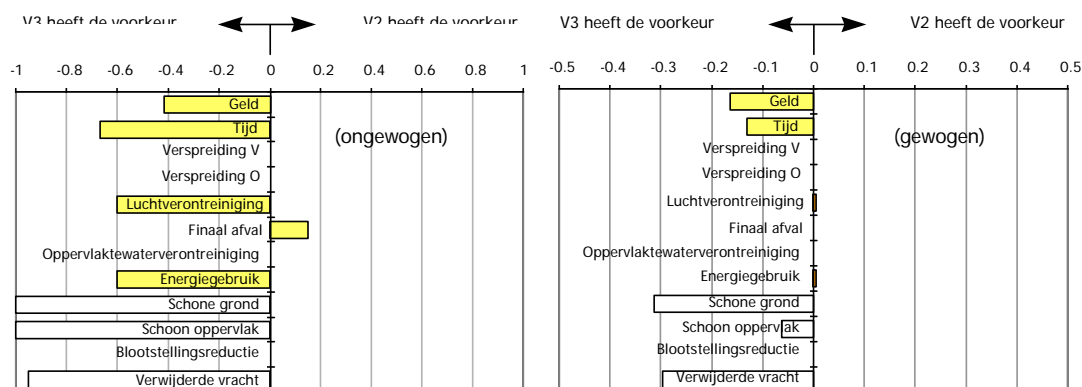
Negeren van inferieure alternatieven

In het voorbeeld zijn de KEVR's positief voor de volgende vier paren van varianten: V1-V2 (3.14), V1-V4 (0.19), V2-V3 (2.23) en V3-V4 (0.10). Op basis van de scores op K en E (zie tabel 20), is het duidelijk dat we V2 moeten laten vallen, want V3 en V1 scoren hoger op zowel K als E. Hetzelfde geldt voor V4.

Tabel 20 Scores op K en E en bijbehorende kosteneffectiviteitsverschilratio's

	Kosten	Effectiviteit	V1	V2	V3	V4
V1	0.62	1.00	-	3.14	-0.25	0.19
V2	0.40	0.31	3.14	-	2.23	-7.00
V3	0.70	0.98	-0.25	2.23	-	0.10
V4	0.31	0.94	0.19	-7.00	0.10	-

Om er zeker van te zijn dat we V2 en V4 verder kunnen negeren, moeten de scores nog per aspect worden vergeleken. Dit is gedaan in figuur 24, waarin de verschillen in de genormaliseerde scores worden vergeleken (ongewogen staat links en gewogen staat rechts). Omdat V2 alleen beter scoort op het aspect afval, is het redelijk om V2 verder te negeren. De bijbehorende waarden staan ook in tabel 5. Voor V4 kan een soortgelijke analyse worden uitgevoerd. Resultaat is dat alleen V1 en V3 overblijven.



Figuur 24 Vergelijking tussen V3 en V2: verschillen tussen genormaliseerde scores (links) en gewogen genormaliseerde scores (rechts)

8.5.2 De kosteneffectiefste variant

Van de twee varianten die nu nog over zijn, is V1 het effectiefst en heeft V3 de laagste kosten. In figuur 25 staat een gedetailleerde analyse. In dit geval is er duidelijk een trade-off tussen de uitkomsten van V3 (geld, afval en energie) en van V1 (tijd, luchtverontreiniging en vrachtverwijdering). Zoals in figuur 25 wordt getoond, wordt V1 verkozen als:

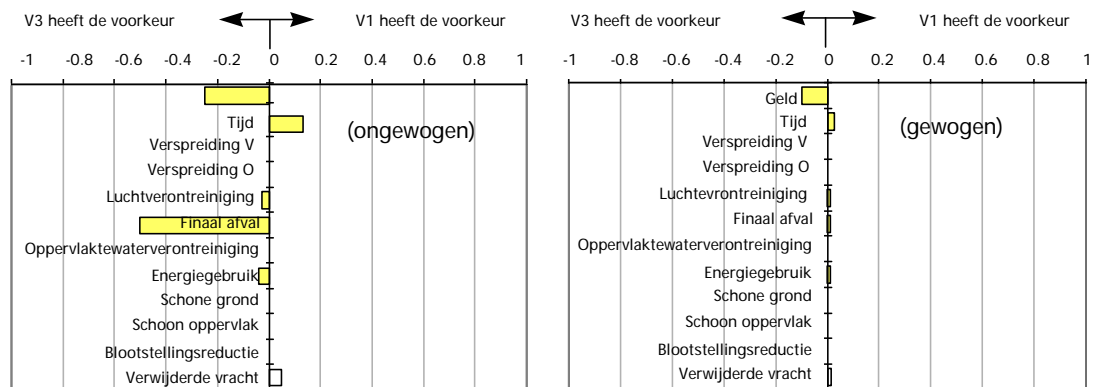
- het vier jaar eerder beëindigen van de operaties;
- het produceren van 500 Leq minder luchtverontreiniging;

- en het verwijderen van 50 kg meer vracht

wordt *geprefereerd boven*:

- een besparing van 1.500.000 gulden;
- de productie van 50 m³ minder afval;
- en 407 GJ minder energie.

Omdat de 50 kg resterende vracht niet gepaard gaat met blootstellingsrisico's of verspreiding (zie de prestaties van V1 en V3 in tabel 2), en gezien de hoeveelheid geld die met de sanering is gemoeid, wordt de keuze vooral bepaald door de uitruil tussen kFI. 1.500 en vier jaar tijdsduur. Gebaseerd op de gewichten die hier zijn gebruikt (figuur 25, rechts), valt de keuze op V3.



Figuur 25 V3 tegen V1: verschillen tussen genormaliseerde scores (links) en gewogen genormaliseerde scores (rechts)

9. BESCHRIJVING VAN DE CASESTUDY'S

9.1 Casus 1: CKW

9.1.1 Korte beschrijving van de historie

De casus betreft een locatie op een voormalig bedrijfsterrein. Op de locatie was van 1916 tot 1974 een chemische wasserij gevestigd, die zeer waarschijnlijk kan worden beschouwd als de hoofdveroorzaker van het huidige verontreinigingsgeval. Op de locatie hebben de volgende mogelijk bodembedreigende activiteiten plaatsgevonden:

1916-1971: activiteiten van de N.V. Stoomwas- en Chemische Wasserij Vaassen (in 1933 is een 4000 liter grote benzinetank met aftappunt geplaatst en in de jaren zestig is een stookolietank geplaatst);

1971-1974: chemische wasserij voor bedrijfskleding;

1982-1986: activiteiten van een constructiebedrijf voor onder andere paardenruiven.

9.1.2 Bodemopbouw en geohydrologie

De locatie ligt op de overgang van het gestuwde complex van de Veluwe en het gebied van de IJsselvallei oostelijk van de Veluwe. Voor het onderzoek en de sanering is het eerste watervoerend pakket van belang. Ten westen van de locatie is dit pakket ruim 140 m dik en bestaat het voornamelijk uit grofzandig, gestuwd materiaal waarin plaatselijk leemlagen voorkomen. Ten oosten van de locatie, in de IJsselvallei, komen op een diepte van 10-15 m-mv plaatselijk veen-, leem- en/of kleilagen voor die behoren tot de Eem-formatie. Op lokale schaal kan deze laag een weerstandsbiedende laag vormen. De geschematiseerde bodemopbouw in de omgeving van de locatie is weergegeven in tabel 21.

Tabel 21 Lokale bodemopbouw en geohydrologische parameters

<i>Bodemlaag</i>	<i>Diepte (m-mv)</i>	<i>Samenstelling</i>	<i>Parameters</i>	<i>Stromingsrichting</i>
freatisch pakket (ondiep)	0-9	slib- en klei-houdend fijn zand	D = 8 m k = 8 m/d	hor: ZO
1e scheidende laag	9-11	klei	D = 2 m c = 300 à 1.000 d	ver: neerwaarts
watervoerend pakket (diep)	11-90	matig grof zand	D = 80 m k = 12,5 m/d	hor: O

De bovengrond op de locatie is (op basis van ondiepe boorwerkzaamheden die zijn uitgevoerd) als volgt te karakteriseren:

- 0-0,5 m-mv: matig grof zand, grindig, humeus;
- 0,5-4,0 m-mv: matig grof zand, grindig;

- 4,0-7,0 m-mv: grof zand, grindhoudend.

De grondwaterstand varieert van 1,2 tot 2,1 m-mv. Voor de uit te voeren berekeningen is uitgegaan van een gemiddelde grondwaterstand van 1,5 m-mv.

9.1.3 Grondwaterstroming

Uit peilgegevens van aanwezige peilbuizen en de aangetoonde verontreinigingsconcentraties blijkt dat de stromingsrichting van het ondiepe grondwater zuidoostelijk is. Dit wijkt enigszins af van de regionale stromingsrichting. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door beïnvloeding door de beken rondom de onderzoekslocatie. De stroomsnelheid van het ondiepe grondwater wordt geschat op circa 25 m per jaar.

Uit de peilingen blijkt dat het freatisch grondwater een hogere stijghoogte heeft dan het diepere grondwater. In het onderzoeksgebied is er dus sprake van een infiltratiesituatie. De grootte van de neerwaarts gerichte grondwaterstroming is niet exact bekend en wordt geschat op 1 à 2 meter per jaar. Uit de gemeten stijghoogten van de diepere peilbuizen blijkt dat er een oostelijk stromingsrichting is. De stroomsnelheid wordt geschat op circa 35 m per jaar.

9.1.4 Samenvatting verontreinigingssituatie

Uit bodemonderzoek dat in het verleden is uitgevoerd, blijkt dat de grond is verontreinigd met chloorhoudende oplosmiddelen en minerale olie. Beide overschrijden plaatselijk de interventiewaarden. De olieverontreiniging is veelal bepalend voor de horizontale omvang van de grondverontreiniging. Het freatisch pakket en het grondwater in het wattervoerende pakket zijn eveneens verontreinigd met chloorhoudende oplosmiddelen. In augustus en oktober 1996 is de grondwaterverontreinigingssituatie geactualiseerd. Hieruit bleek dat de totale omvang van de grondwaterverontreiniging wordt bepaald door cis-1,2-dichlooretheen (CIS) maar dat vinylchloride (VC) de interventiewaardecontour bepaalt. De verontreiniging heeft zich circa 220 m stroomafwaarts verspreid. De verontreinigingssituatie is weergegeven in figuur 26.

Figuur 26 Contouren CKW-verontreinigingen dieper dan 10 m-mv (boven) en tot 10 m-mv

9.1.5 Saneringsvarianten

Op basis van de verontreinigingssituatie is een saneringsonderzoek uitgevoerd. In het saneringsonderzoek zijn vier varianten uitgewerkt. Hieronder worden deze varianten kort beschreven.

Variant 1 (MF): via ontgraving tot een maximale diepte van 4 m-mv wordt de grondverontreiniging verwijderd. Na ontgraving, met bemaling, wordt er een grondwatersanering opgestart met onttrekking van grondwater, bovengrondse zuivering en herinfiltratie.

Variant 2 (IBC): om blootstelling aan verontreinigingen te voorkomen, wordt er een leeflaag met een dikte van 1 m aangelegd. Om herverontreiniging van de leeflaag en toekomstige blootstelling aan vluchtige verbindingen te voorkomen, wordt onder de leeflaag een bodemluchtextractiesysteem aangelegd. Als er maatregelen zijn genomen om blootstelling tegen te gaan, wordt er een geohydrologische grondwaterbeheersing opgestart met onttrekking van grondwater, bovengrondse zuivering en herinfiltratie.

Variant 3 (In Situ): via ontgraving tot een maximale diepte van 1,5 m-mv wordt een grondverontreiniging met zware olie verwijderd. Na ontgraving worden verontreinigingen in grond en grondwater in het brongebied verwijderd via afwisselend vacuümextractie, electroreclamatie en grondwateronttrekking. De verontreinigingen in het grondwater in het pluimgebied worden op biologische wijze verwijderd via dosering van een groeisubstraat (methanol).

Variant 4 (NAHs): Via ontgraving tot een maximale diepte van 4 m-mv worden de verontreinigingen in het brongebied verwijderd. Een grondwateronttrekking is noodzakelijk om de ontgraving in den droge te kunnen uitvoeren. Na verwijdering van de verontreinigingen in het brongebied worden de actieve maatregelen gestaakt en verwijderd door de natural attenuation die in de bodem optreedt.

9.2 Casus 2: BTEX

9.2.1 Korte beschrijving van de locatie

De BTEX-case betreft een locatie waar sinds 1966 een gasproductie- en gasbehandelingsinstallatie aanwezig is. Als gevolg van calamiteiten zijn de bodem en het grondwater verontreinigd met minerale olie en aromaten (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen). De verontreinigde bovengrond en een op het grondwater aanwezige drijf laag zijn verwijderd.

9.2.2 Bodemopbouw

In tabel 22 is de bodemopbouw ter plaatse geschematiseerd weergegeven.

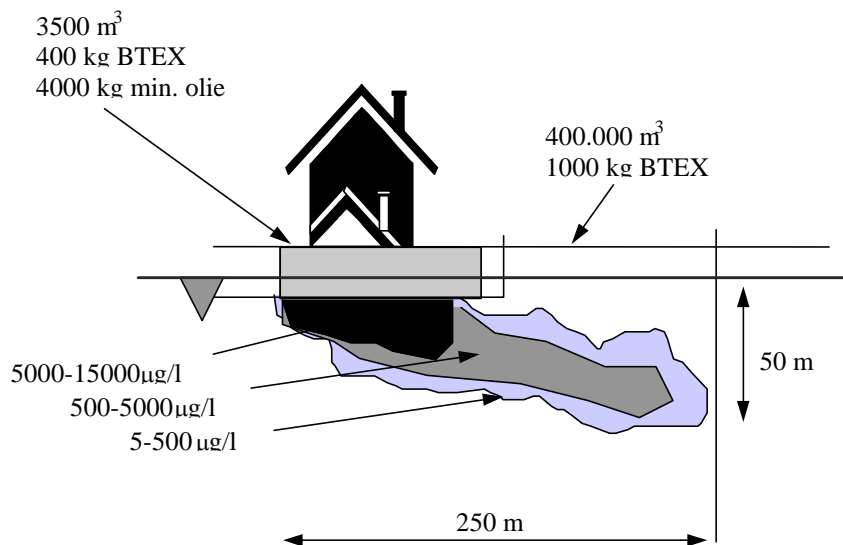
Tabel 22 Lokale bodemopbouw

Bodemlaag	Diepte (m -mv)	Samenstelling
onverzadigde zone	0-2	fijn zand
grondwaterstand	2	
watervoerend pakket (ondiep)	2-30	siltig zand en klei
watervoerend pakket (diep)	30-150	fijn en grof zand

9.2.3 Samenvatting verontreinigingssituatie

Uit eerder uitgevoerd bodemonderzoek blijkt dat het grondwater is verontreinigd met BTEX, waarbij de interventiewaarden worden overschreden. De toplaag (onverzadigde zone en bodem rond grondwatervniveau) bevatte een verontreiniging met minerale olie en BTEX met een omvang van circa 3500 m³. De totale vracht in deze toplaag bedroeg circa 400 kg BTEX en 4000 kg minerale olie. De verontreinigingen in de toplaag zijn verwijderd.

In het grondwater is na sanering van de toplaag circa 1000 kg BTEX achtergebleven. De BTEX-verontreiniging heeft zicht verspreid tot een diepte van circa 50 m en een lengte van circa 250 m. De totale omvang van de grondwaterverontreiniging bedraagt circa 400.000 m³. In figuur 27 is de verontreinigingssituatie schematisch weergegeven.



Figuur 27 Schematische weergave BTEX-casus

9.2.4 Saneringsvarianten

Op basis van de verontreinigingssituatie zijn er vijf verwijderingsvarianten uitgewerkt. Hieronder worden deze varianten kort beschreven.

Variant 1 (S-waarde): het grondwater wordt gespoeld met een grondwateronttrekkingssysteem dat bestaat uit tien *deep wells*. Het onttrokken grondwater wordt voor lozing op het riool gezuiverd. Het grondwater wordt gespoeld totdat de streefwaarde is bereikt.

Variant 2 (I-waarde): het grondwater wordt gespoeld met een grondwateronttrekkingssysteem dat bestaat uit tien *deep wells*. Het onttrokken grondwater wordt voor lozing op het riool gezuiverd. Het grondwater wordt gespoeld totdat de interventiewaarde is bereikt. Als de interventiewaarde is bereikt, wordt de onttrekking stilgezet. De restverontreinigingen in het grondwater verspreiden zich totdat als gevolg van vastlegging en dispersie de gemiddelde concentratie in het grondwater is gereduceerd tot beneden te streefwaarde.

Variant 3 (95%): het grondwater wordt gespoeld met een grondwateronttrekkingssysteem dat bestaat uit tien *deep wells*. Het onttrokken grondwater wordt voor lozing op het

riool gezuiverd. Het grondwater wordt gespoeld totdat de concentraties in het grondwater 100 µg/l bedragen; 95% van de oorspronkelijke vracht in het grondwater is dan verwijderd. Als 95% van de vracht is verwijderd, wordt de onttrekking stilgezet. De restverontreinigingen in het grondwater verspreiden zich totdat de gemiddelde concentratie in het grondwater is gereduceerd tot beneden de streefwaarde als gevolg van vastlegging en dispersie.

Variant 4 (In-situ-S-waarde): via persluchtinjectie wordt de biologische afbraak gestimuleerd. In het gebied met hoge concentraties worden de verontreinigingen door de persluchtinjectie vervluchtigd. Met een bodemluchtonttrekking worden de vervluchtigde componenten in de onverzadigde zone afgevangen. De onttrokken bodemlucht wordt gezuiverd. Als de streefwaarde is bereikt, is de sanering afgerond.

Variant 5 (In-situ-I-waarde): via persluchtinjectie wordt de biologische afbraak gestimuleerd. In het gebied met hoge concentraties worden de verontreinigingen door de persluchtinjectie vervluchtigd. Met een bodemluchtonttrekking worden de vervluchtigde componenten in de onverzadigde zone afgevangen. De onttrokken bodemlucht wordt gezuiverd. Als de interventiewaarde is bereikt, worden de actieve saneringsmaatregelen gestaakt. De restverontreinigingen in het grondwater verspreiden zich totdat de gemiddelde concentratie in het grondwater is gereduceerd tot beneden de streefwaarde als gevolg van afbraak, vastlegging en dispersie. Door de saneringsmaatregelen is de biologische activiteit in de bodem verhoogd. Hierdoor verspreidt de pluim zich minder ver dan bij de variant waarbij de I-waarde via spoelen wordt bereikt.