

NOBIS 95-1-03
DE RMK-METHODIEK VOOR HET BEOORDE-
LEN VAN BODEMSANERINGSVARIANTEN

Fase 3: Een methodiek gebaseerd op Risicore-
ductie, Milieuverdienste en Kosten (RMK)

dr. M.A. van Drunen (Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam)

dr.ir. E. Beinat (Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam)

ir. M.H. Nijboer (Tauw bv)

ing. A.T. Haselhoff (Tauw bv)

maart 2001

Gouda, CUR/NOBIS

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave 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 enige 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, "©"De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten - Fase 3: Een methodiek gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten (RMK)", maart 2001, 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, "©"The REC methodology for comparing soil remediation alternatives - Phase 3: A methodology based on Risk reduction, Environmental merit and Costs (REC)", March 2001, CUR/NOBIS, Gouda, The Netherlands."

Liability

CUR/NOBIS and all contributors to this publication have taken every possible care by 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 insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of CUR/NOBIS and/or the contributors.

Titel rapport

De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten
Fase 3: Een methodiek gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten (RMK)

CUR/NOBIS rapportnummer

95-1-03

Project rapportnummer

95-1-03 fase 3

Auteur(s)

dr. M.A. van Drunen
dr.ir. E. Beinat
ir. M.H. Nijboer
ing. A.T. Haselhoff

Aantal bladzijden

Rapport: 32
Bijlagen: 47
2 Handleidingen
cd-rom

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Tauw bv (ir. M.H. Nijboer, 0570-699627)
HBG (ir. C.E.H.M. Buijs, 070-3722079)
Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam (dr.ir. E. Beinat, 020-4449508)
Universiteit Twente (prof.dr. A. Rip, 053-4893515)
Schelwald-van der Kley Milieu-advies en -training (drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley, 0320-218900)
TNO-MEP (dr.ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)
Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam (ing. W.A. van Hattem, 010-2521447)
Shell International Oil Products bv (ir. C.D. Parkinson, 070-3776047)
Stichting Bodemsanering Nederlandse Spoorwegen (ing. R. Boom, 030-2988310)
Provincie Drenthe (ir. J. Bakker, 0592-365820)
Provincie Gelderland (ir. J.W. Kamerman, 026-3598854)
Provincie Limburg (ing. F.L. Martens, 043-3618099)
Provincie Utrecht (ir. P.W.M. van Mullekom, 030-2583115)
Provincie Noord-Brabant (ing. M.J. Biet, 073-6812298)
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (dr.ir. A.E. Boekhold, 070-3394234)
Berenschot Osborne (ir. A.R. Schütte, 030-2942741)

Uitgever

CUR/NOBIS, Gouda

Samenvatting

RMK (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten) is een methodiek voor het objectief beoordelen van verschillende bodemsaneringsalternatieven op hun gevolgen voor het milieu, de risico's voor mensen en eco-systemen en op hun kosten. Aan de hand van gegevens uit het saneringsonderzoek berekent RMK indices voor Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten. Deze indices helpen de beslissers over saneringsalternatieven doordat ze de grote hoeveelheid beschikbare gegevens beheersbaar maken. Bovendien wordt het besluitvormingsproces inzichtelijker.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

beslissingsondersteunend systeem, bodemsanering, kosten, milieuverdienste, risicoreductie

Vrije trefwoorden:**Titel project**

De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten

Projectleiding

Tauw bv (ir. M. in 't Veld/dr. J.P. Okx, 0570-699911)

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

Report title

The REC methodology for comparing soil remediation alternatives
Phase 3: A methodology based on Risk reduction, Environmental merit and Costs (REC)

CUR/NOBIS report number

95-1-03

Project report number

95-1-03 phase 3

Author(s)

dr. M.A. van Drunen
dr.ir. E. Beinat
ir. M.H. Nijboer
ing. A.T. Haselhoff

Number of pages

Report: 32
Appendices: 47
2 Manuals
CD-ROM

Executive organisation(s) (Consortium)

Tauw bv (ir. M.H. Nijboer, 0570-699627)
HBG Group Technology (ir. C.E.H.M. Buijs, 070-3722079)
Institute for Environmental Studies, University of Amsterdam (dr.ir. E. Beinat, 020-4449508)
Twente University (prof.dr. A. Rip, 053-4893515)
Schelwald-van der Kley Milieu-advies en -training (drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley, 0320-218900)
TNO-MEP (dr.ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)
Port of Rotterdam (ing. W.A. van Hattem, 010-2521447)
Shell International Oil Products bv (ir. C.D. Parkinson, 070-3776047)
Stichting Bodemsanering Nederlandse Spoorwegen (ing. R. Boom, 030-2988310)
Province of Drenthe (ir. J. Bakker, 0592-365820)
Province of Gelderland (ir. J.W. Kamerman, 026-3598854)
Province of Limburg (ing. F.L. Martens, 043-3618099)
Province of Utrecht (ir. P.W.M. van Mullekom, 030-2583115)
Province of Noord-Brabant (ing. M.J. Biet, 073-6812298)
Ministry for Housing, Regional Development and the Environment (dr.ir. A.E. Boekhold, 070-3394234)
Berenschot Osborne (ir. A.R. Schütte, 030-2942741)

Publisher

CUR/NOBIS, Gouda

Abstract

REC is a Decision Support System for the analysis and evaluation of possible clean-up strategies for a contaminated site. The aim of REC is to support the choice of the most effective and efficient strategy for soil remediation for the site concerned. REC is the acronym of Risk reduction, Environmental merit and Costs, which are the three perspectives used in the system. The REC system simplifies the decision process, streamlines the multiple factors involved in clean-up management and allows the user to focus on few, clear and strategic issues increasing the understanding of the decision and its effectiveness.

Keywords**Controlled terms:**

costs, decision support system, environmental merit, risk reduction, soil remediation

Uncontrolled terms:**Project title**

The REC methodology for comparing soil remediation alternatives

Projectmanagement

Tauw bv (ir. M. in 't Veld/dr. J.P.Okx, 0570-699911)

This report can be obtained by: CUR/NOBIS, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

VOORWOORD

Het RMK-project heeft als een rode draad door het NOBIS-programma gelopen; risicoreductie en kosteneffectiviteit van bodemsanering heeft binnen het NOBIS-programma vanaf het begin centraal gestaan. Niet het bereiken van vastgestelde terugsaneerwaarden, kost wat het kost is het doel. Het reduceren van risico's van verontreinigende stoffen tot een aanvaardbaar niveau tegen acceptabele kosten en met het oog op andere milieueffecten van de genomen maatregelen moet het doel zijn. Effectief, betaalbaar, geen maatregelen nemen die erger zijn dan de kwaal.

Het RMK-project heeft een instrument opgeleverd, waarmee de afweging tussen Risico's, Milieuverdiensten en Kosten inzichtelijk kan worden gemaakt. RMK en kosteneffectiviteit zijn zeer actueel in het nieuwe beleid: functiegericht saneren (bodemkwaliteitswaarden gebaseerd op toelaatbare risico's gerelateerd aan gebruik) en stabiele eindsituatie met een minimale nazorg (kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen).

Voor u ligt het eindrapport van Fase 3b, hetgeen tevens als eindrapport van het gehele project kan worden beschouwd. In de laatste fase, Fase 3b, zijn twee sporen uitgewerkt:

- Spoor A is besteed aan het robuust maken van het RMK-instrument, het verbeteren van de handleiding, het in de steigers zetten van RMK-tools voor de Ontwerpfase en de communicatie. Hierbij is het RMK-product klaar voor de markt. In de praktijk kan worden geconstateerd, dat het RMK-instrument reeds zijn weg vindt in de praktijk. Veel partijen passen het toe of hebben gebruik gemaakt van het gedachtegoed om eigen instrumenten te ontwikkelen.
- Spoor B binnen Fase 3b is besteed aan het uitwerken van een visie omtrent de verdere ontwikkelingsrichting van afwegingsmodellen, zoals het RMK-model. Gezien de ontwikkelingen in het bodembeheer, zullen bij de afweging meerdere criteria dan tot nu toe een rol spelen. Bodembeheer is een onderdeel van allerlei maatschappelijke activiteiten, waarbij de te bereiken toekomstige bodemkwaliteit zal moeten worden afgewogen in relatie met allerlei andere randvoorwaarden. Dit spoort met het feit, dat ook het aandachtsgebied van het SKB-programma veel breder is geworden vergeleken met het NOBIS-programma. Het product van Spoor B zou dan ook goed kunnen fungeren als één van de katalysatoren van het SKB-programma.

Wij hopen in het SKB-programma verder te kunnen werken aan bredere afwegingsmodellen met risicoreductie en kosteneffectiviteit als belangrijke criteria passend in het nieuwe bodembeleid en de maatschappelijke ontwikkelingen.

Wij wensen u inspiratie bij het lezen van dit eindrapport.

Harry Vermeulen
Directeur NOBIS

maart 2001

INHOUD

		SAMENVATTING	vi
		EXECUTIVE SUMMARY	viii
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Leeswijzer RMK	2
Hoofdstuk	2	RMK-METHODIEK	3
	2.1	RMK voor beslissingsondersteuning	3
	2.2	Context: actoren en belangen	3
	2.3	Risicoreductie	5
	2.4	Milieuverdienste	6
	2.5	Kosten	6
Hoofdstuk	3	RISICOREDUCTIE	7
	3.1	Raamwerk voor Risicoreductie	7
	3.2	Kwantificeren van Risicoreductie	7
	3.3	Risicoreductie in de praktijk	9
Hoofdstuk	4	MILIEUVERDIENSTE	11
	4.1	Raamwerk voor Milieuverdienste	11
	4.2	Kwantificeren van Milieuverdienste	11
	4.2.1	M1: Verbetering van grondkwaliteit	12
	4.2.2	M2: Verbetering van grondwaterkwaliteit	14
	4.2.3	M3: Verlies van grondvoorraad	14
	4.2.4	M4: Verlies van grondwatervoorraad	15
	4.2.5	M5: Energiegebruik	15
	4.2.6	M6: Luchtverontreiniging	15
	4.2.7	M7: Oppervlaktewaterverontreiniging	16
	4.2.8	M8: Afvalvorming	16
	4.2.9	M9: Ruimtebeslag	17
	4.3	Milieuverdienste in de praktijk	17
Hoofdstuk	5	KOSTEN	21
	5.1	Raamwerk voor Kosten	21
	5.2	Kwantificeren van Kosten	21
	5.2.1	Disconteren	21
	5.2.2	Onzekerheid in de kostenraming	22
	5.3	Kosten in de praktijk	24
Hoofdstuk	6	BESLISSEN MET RMK	27
		LITERATUUR	29
Bijlage	A	RMK: TOOLS VAN RMK VOOR HET AFWEGINGSPROCES VAN BODEMSANERING	

- Bijlage B CHECKLIST "ONTWERPEN MET RMK"
- Bijlage C DE BODEM OP DE KAART: DE ROL VAN AFWEGINGSHULP-
MIDDELEN BIJ HET VERBETEREN VAN DE BODEMKWALITEIT

SAMENVATTING

De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten

Aan het einde van de jaren tachtig ontstond het besef dat de kosten van de tot dan toe gangbare manier van bodemsaneren zo groot waren dat het onmogelijk was om alle verontreinigde locaties in Nederland te saneren. Bovendien werden er vraagtekens gezet bij de milieuefficiëntie van deze operaties: het risico werd weliswaar weggenomen, maar daartegenover stonden grote milieukosten in de vorm van energie- en grondwatergebruik, en luchtmissies.

In die tijd werd er vooral gekeken naar het reduceren van concentraties. Het idee werd geboren om de milieuefficiëntie en de kosten tezamen met de risicobeoordeling te gaan bepalen voor saneringsvarianten. Niet alleen bestaande varianten, zoals ontgravingen en IBC-saneringen, zouden met een nieuw beoordelingssysteem onder de loep moeten worden genomen, maar ook innovatieve in situ saneringen. Dit idee mondde uit in het onderzoeksproject RMK (Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten). De ontwikkelde RMK-methodiek is een beslissingsondersteunend systeem, dat bedoeld is om de consequenties van een keuze voor een saneringsvariant inzichtelijk te maken. Deze consequenties worden vertaald naar de drie onderdelen R, M en K. De methodiek is speciaal ontwikkeld voor het kiezen tussen varianten voor een bepaalde locatie op basis van gegevens uit het saneringsonderzoek.

Inmiddels zijn al vele tientallen locaties doorgerekend met de RMK-methodiek. Tal van consultants, eigenaren van verontreinigde locaties en beleidsmedewerkers hebben RMK gebruikt of kennis gemaakt met de uitvoer van RMK. De methodiek is ontwikkeld in nauw overleg met de potentiële gebruikers en wordt ook veelvuldig geëvalueerd. Dat heeft ertoe geleid dat de methodiek inmiddels aan haar derde versie toe is. De methodiek kan in de praktijk worden toegepast met behulp van een aantal Microsoft Excel spreadsheetsjablonen. Deze worden op cd-rom aangeleverd tezamen met dit rapport.

Dit rapport geeft een overzicht van de achtergronden en de berekeningswijzen van R, M en K. Bij *Risicoreductie* gaat het om de blootstelling op en direct rond de locatie ten gevolge van bodemverontreiniging. Eerst vindt een inventarisatie van de blootstellingsscenario's plaats, alsmede van het aantal blootgestelde mensen en objecten. Daarna wordt de blootstelling bepaald aan de hand van fysisch-chemische blootstellingsmodellen. Tenslotte wordt Risicoreductie berekend door het verwachte eindrisico te delen door het beginrisico. Nieuw in versie 3 is dat een schatting wordt gemaakt van het aantal blootgestelde objecten aan de hand van het gekozen scenario.

Milieuverdiensite concentreert zich op potentiële invloeden op het milieu van de verontreiniging of van de saneringsoperatie. Het uitgangspunt is dat negatieve gevolgen voor het milieu zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstofvoorraden zoveel mogelijk beschikbaar moeten zijn voor toekomstige generaties. Er zijn twee positieve aspecten (het verwijderen van verontreiniging uit grond en grondwater) en zeven negatieve aspecten (verlies van grond en grondwater, lucht- en oppervlaktewaterverontreiniging, afvalvorming, ruimtegebruik en energiegebruik). Nieuw in versie 3 is dat bij de positieve aspecten de factor tijd expliciet wordt meegenomen: hoe sneller de sanering plaatsvindt hoe hoger de score voor Milieuverdiensite. Dit is gedaan omdat het langer beschikbaar zijn van een voorraad schone grond of schoon grondwater leidt tot de mogelijkheid om langere tijd van een betere milieukwaliteit te profiteren.

Voor rubricering bij *Kosten* is aangesloten bij de Leidraad Bodembescherming. Voor de kostenberekening is gekozen voor het meenemen van onzekerheden in verschillende kostenposten door het invoeren van drie waarden (een verwachte, hoogste en laagste waarde) voor verschillende kosten en mogelijke verschillende tijdsduren. Alle kosten worden verdisconteerd naar het heden. De huidige versie 3 voor de kostenberekening is nauwelijks veranderd ten opzichte van versie 2.

RMK-resultaten kunnen op verschillende wijzen worden gebruikt bij de beslissing. Er bestaat dus geen standaardmethode. Soms is er bijvoorbeeld sprake van een beslisregel, maar er kan ook sprake zijn van een beslissingscontext waarin andere factoren naast R, M en K een belangrijke rol spelen. Voor al deze verschillende beslissingscontexten is RMK bruikbaar, aangezien RMK in aangepaste vorm kan worden toegepast.

EXECUTIVE SUMMARY

The REC methodology for comparing soil remediation alternatives

What's REC?

REC is a Decision Support System for the analysis and evaluation of alternative cleaning-up strategies for a polluted site. The aim of REC is to support the choice of the most effective and efficient strategy for soil remediation. REC is the acronym of Risk reduction, Environmental merit and Costs, which are the three perspectives used in the system. With REC, the user can measure the results of cleaning-up in terms of:

Risk reduction. The degree to which a cleaning-up option reduces the risks for humans, ecosystems and other targets on the site. High risk reduction indicates that the residual risks after remediation are low and that the quality of the site after cleaning-up is high.

Environmental merit. The degree to which a remedial action achieves a positive environmental balance. Operations prevent the spread of pollution and increase the stock of clean soil and groundwater. However, they also use up resources, like energy, water or space, and may pollute other media, like air or water. Environmental merit states the balance between environmental benefits and costs. High scores indicate that a limited use of natural resources and a limited pollution transfer are necessary for achieving a good environmental output.

Costs. The total costs necessary to clean-up the site. Costs include preparation, operation, maintenance and monitoring costs at all phases of the operations. Low costs indicate that the operations are very efficient in achieving a given risk reduction and a given environmental merit score.

With REC it is possible to target the most effective and efficient cleaning-up alternative, that is:

- an alternative with high Risk reduction;
- an alternative with high Environmental merit;
- an alternative with reasonable Costs.

Why REC?

Soil remediation has often focused on a single perspective: reducing concentrations below a given standards so that a high soil quality can be restored. If standards are high enough, then the soil after remediation can be used for any purpose without restrictions. Although this is a very desirable outcome, experience has shown that this objective is difficult to achieve. Cost constraints and technical limitations make it difficult to restore a pristine soil in all situations. Cleaning-up management is first of all a matter of balancing out environmental achievements against reasonable costs. However, there is more than this.

Different clean-up operations have different costs and benefits. Experience has shown that this holds for financial aspects as well as for environmental aspects. Soil remediation aims, first of all, at reducing risks for people, ecosystems and other targets directly affected by soil pollution. Reducing risks is always a positive environmental outcome, which is felt particularly at the local level. However, remediation also has effects beyond the local scale. On the one hand, clean-up prevents the spread of pollution and restores a stock of clean soil and clean groundwater. On the other hand, operations usually require the use of resources (such as energy and clean water) and may lead to a transfer of contamination to other compartments (due to air or water

emissions). These effects are felt at the regional or even global level, but contribute to the full picture of the costs and benefits of the operations.

Cleaning-up operations, therefore, are a matter of balancing out a full range of environmental and financial costs and benefits. An effective decision support for soil remediation has to account for all these aspects and provide evidence of the full implications of remedial strategies.

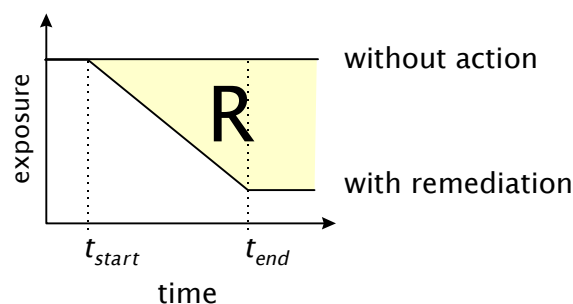
Benefits	Costs
Risk reduction for people, ecosystems and other targets (local benefits)	Financial costs of the operations
Prevent spreading of pollution, restore stock of clean soil and groundwater (regional or global benefits)	Use of resources (energy, space) and pollution transfer (air and water emissions) (regional or global benefits)

How does REC work?

REC is a software model which calculates R, E and C.

Financial and environmental costs and benefits, all together, determine whether a remedial strategy is a feasible, effective and efficient solution. REC extends the traditional single perspective evaluation and focuses on the full balance sheet of remedial operations by evaluating the Risk reduction, Environmental merit and Costs of operations.

Risk reduction considers the exposure to humans, ecosystems and other targets and how it changes as a result of cleaning-up. The time profile of exposure is compared to that of the doing nothing operation. The difference provides the extent of risk reduction.



Risk takes the time dimension into account. Choosing when to start operation, or choosing a time consuming option like bio-remediation, may have distinct advantages. However, it may also imply that risks decrease slowly. This is accounted for in the REC risk reduction model.

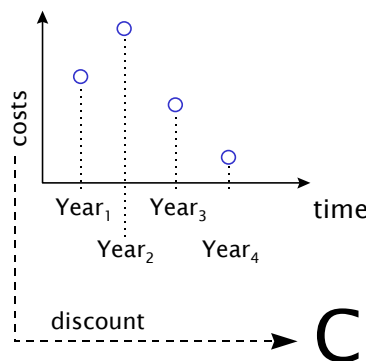
Environmental merit is an index that combines a list of environmental costs and benefits of soil remediation. Each aspect in the list is weighted by a panel of experts to capture its importance in the environmental balance. If the resulting index is positive, then, all considered, the operations have a positive environmental balance.

Benefits	Soil quality	990
	GW quality	526
Costs	Clean soil use	189
	Clean GW use	1600
	Energy use	5822
	Air pollution	85
	Water pollution	0
	Waste	650
	Space use	501

E

Environmental merit highlights cleaning-up strategies which do not put a particular burden on environmental resources. Heavy techniques, which can be very effective to reduce risks, may correspond to low environmental merit scores. This implies that they achieve risk reduction either by an intensive use of resources (like energy, space, clean water etc.) or with significant side effects (like air or water pollution).

Costs are estimated on a yearly basis. They include the initial costs, the operational, replacement and overhead costs. Annual costs are discounted with a fixed discount rate to account for the time value of money. The result is a net-present cost figure for each cleaning up alternative.

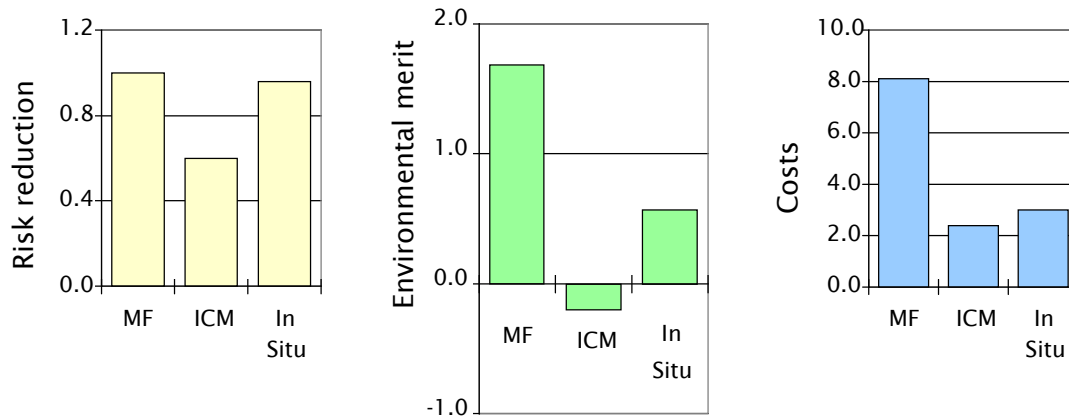


Costs in REC are based on best estimates for expected costs, but also on precautionary considerations. The Costs in REC includes a safety margin. This margin is optimally selected at a level which prevents real costs to exceed the estimated costs.

The REC output

The output of REC is a set of three indices for each cleaning-up alternative: the Risk reduction, the Environmental merit and the Costs. Together, these indices summarize the overall performances of each option.

The figure on the next page shows an example of the REC results for three remedial options for a polluted site. The MF option (multifunctional option: soil excavation and groundwater extraction) provides high risk reduction and environmental merit at high costs. The ICM option (Isolation and Control Management) has a much inferior risk reduction, a negative environmental merit balance, but is the cheapest option. The In Situ option (biological remediation) provides high risk reduction, intermediate environmental merit performances at rather low costs.



On this basis, and depending on the context in which remediation takes place, the user can tailor the decision strategy balancing out effectiveness and efficiency. In this specific case, possible decision strategies are:

- Focus on effectiveness: select the most effective option provided the budget available is sufficiently high (the MF option).
- Focus on costs: select the cheapest solution provided some significant risk reduction is achieved (the IBC option).
- Focus on efficiency: select the solution that gives the best ratio between risk reduction, environmental merit and costs (the In Situ option).

Advantages of REC

The REC system has four main advantages:

- It allows a systematic analysis of the pros and cons of decision alternatives highlighting their strengths and weaknesses.
- It introduces a structure for the evaluation that simplifies the decision process and streamlines the multiple factors involved in cleaning-up management.
- It allows the user to focus on few, clear and strategic issues increasing the understanding of the decision and its effectiveness.
- It favours communication between decision actors by offering evidence on the advantages and disadvantages of the possible choices in a simple, concise and direct way.

How to use REC

REC is useable for cases where the choice of a remediation alternative is not straightforward, because of the complexity of the decision context or the different available technological alternatives.

REC is a software package on a CD-ROM that contains several Excel-files for the REC-calculations. There is a spoken comment on the CD-ROM explaining the spreadsheets. The computer model is accompanied by the manual "Working with REC" and by the checklist "Designing with REC". The manual "Working with REC" explains how to apply the REC-spreadsheets. The checklist "Designing with REC" contains a number of design guidelines based on the REC philosophy that give support when remedial options are designed.

How to read this report

This report is at this moment only available in Dutch and contains the following parts:

Dutch parts of the REC report	Content	Reader
(This) Executive summary	The main ideas behind REC and their relevance for remediation management	English reader
Voorwoord	Preface	All
RMK-methodologie (hoofdrapport)	Methodology REC (main report)	Consultants
RMK-tools voor ontwerp: - visie op checklist "Ontwerpen met RMK", "Quick-scan" en opbrengstenkaart (bijlage A) - checklist "Ontwerpen met RMK" (bijlage B)	REC-tools for design: - vision about future developments of tools for decision support in the design process (appendix A) - checklist "Design with REC" (appendix B)	Consultants, problem owners and government
Visie op afwegen binnen bodem (bijlage C)	Vision about decision support for soil improvement (appendix C)	All
RMK-model: - handleiding "Werken met RMK" - handleiding "Gebruik RMK-software" - cd-rom	REC-model: - manual for the use of REC in practice - software manual - CD-ROM	Consultants

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

Dit is inmiddels het vierde rapport dat verschijnt over de RMK-methodiek. Met methodiek wordt hier bedoeld de operationalisatie van het RMK-gedachtegoed, ofwel de rekenregels waarmee de scores voor R, M en K worden berekend.

Dit rapport is vooral bedoeld voor consultants, beleidsmakers en (andere) bodemdeskundigen die graag willen weten wat er precies schuilt achter de getallen die de RMK-methodiek genereert.

Met betrekking tot de RMK-methodiek is reeds een aantal rapporten verschenen:

- In het eerste rapport is vooral het gedachtegoed uiteengezet [Nijhof et al., 1996].
- In het tweede rapport is dit gedachtegoed helemaal geoperationaliseerd en geïllustreerd aan de hand van concrete voorbeelden [Nijboer et al., 1998]. Van het tweede rapport is ook een Engelse versie verschenen die qua opzet wat inzichtelijker is gemaakt [Beinat et al., 1998]. Het bestaat uit een *executive summary*, een beschrijving van de methodiek en een gedetailleerde technische uitwerking.
- Het voorliggende rapport was gewenst, omdat er inhoudelijke wijzigingen zijn aangebracht aan de rekenmethode voor het bepalen van de indices voor R, M en K.

De belangrijkste (inhoudelijke) wijzigingen die in de RMK-methodiek zijn aangebracht, zijn:

1. Er wordt beter rekening gehouden met de snelheid waarmee de sanering plaatsvindt; intensieve (veel vracht verwijderen binnen korte tijd) saneringen scoren beter dan extensieve).
2. Er worden *default*waarden gegeven voor het aantal blootgestelde objecten bij de scenario's in Risicoreductie.
3. De spreadsheets zijn hieraan ook aangepast en bovendien geschikt gemaakt voor de nieuwe versies van Microsoft Excel (97 en 2000). Bovendien zijn de spreadsheets gebruikersvriendelijker gemaakt.
4. Verder bestond de wens om een wat toegankelijker rapport te maken dan het Nederlandstalige tweede rapport, dat erg technisch van aard is.

De RMK-spreadsheets staan op een cd-rom. Voor het gebruik van deze spreadsheets is een aparte handleiding "Gebruik RMK-software" gemaakt. Daarnaast bestaat er een handleiding "Werken met RMK" die nader ingaat op de definities van de verschillende aspecten en hoe de data in de spreadsheet moeten worden ingevuld en wat belangrijke aandachtspunten zijn bij de invoer.

1.1 Leeswijzer RMK

Dit rapport vormt het eindproduct van het RMK-project binnen het NOBIS-programma. Het rapport is als volgt opgebouwd:

	Primaire doelgroep
Voorwoord	Allen
Leeswijzer (1.1)	Allen
RMK-methodologie (hoofdstuk 1 t/m 6)	Adviseurs
RMK-tools voor ontwerp: - visie op checklist "Ontwerpen met RMK", "Quick-scan" en opbrengstenkaart (bijlage A) - checklist "Ontwerpen met RMK" (bijlage B)	Adviseurs, probleemhebbers en overheid
Visie op afwegen binnen bodem (bijlage C)	Allen
RMK-model: - handleiding "Werken met RMK" - handleiding "Gebruik RMK-software" - cd-rom met software	Adviseurs

HOOFDSTUK 2

RMK-METHODIEK

2.1 RMK voor beslissingsondersteuning

RMK is een beslissingsondersteunend systeem. Beslissingsondersteunende systemen worden toegepast om [Janssen, 1992]:

- mensen of groepen te helpen bij het maken van beslissingen;
- hen te *ondersteunen*, maar niet te *vervangen*;
- de besluitvorming effectiever te laten verlopen;
- een structuur aan de probleemevaluatie te geven, zodat de analyse wordt vereenvoudigd en zodat grote hoeveelheden informatie inzichtelijk worden gemaakt.

Beslissingsondersteunende systemen worden veelvuldig gebruikt in allerlei omgevingen. RMK is ontwikkeld om saneringsvarianten voor een specifieke locatie met een verontreinigde bodem te vergelijken. Het doel van RMK is voor die locatie de keuze voor de meest effectieve en efficiënte saneringsvariant te ondersteunen.

De RMK-methodiek geeft informatie over drie onderdelen: Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten. Deze drie indexwaarden worden berekend voor alle saneringsvarianten en vormen de basis voor de vergelijking. De rol die RMK speelt in de beslissingsondersteuning is weergegeven in figuur 1. De bron van de gegevens, die nodig is voor de RMK-berekeningen, zijn basisgegevens van alle beschouwde saneringsvarianten. In sommige gevallen kan worden volstaan met minder gegevens. Verder zijn er ook een aantal andere afgeleiden van het RMK-gedachtegoed ontwikkeld voor het gebruik van het RMK tijdens de fase van het ontwerpen van geschikte saneringsvarianten.

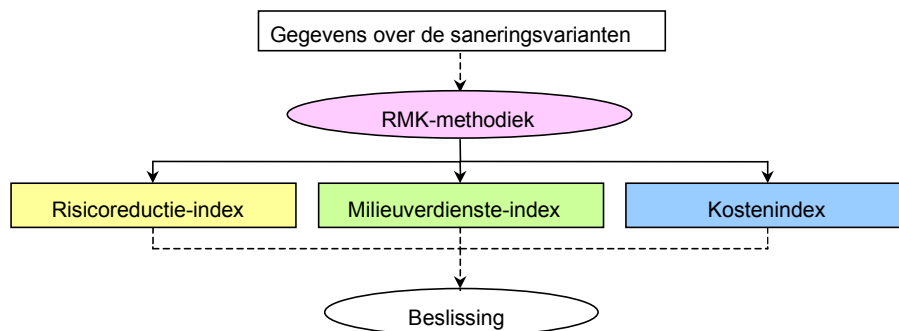


Fig. 1. Schema van de rol die de RMK-methodiek speelt in de beslissingsondersteuning.

2.2 Context: actoren en belangen

De RMK-methodiek is geen onafhankelijk systeem dat experts of besluitvormers kan vervangen. De RMK-methodiek beoogt daarentegen de besluitvorming te vereenvoudigen en te ondersteunen door beschikbare informatie te ordenen, kwantificeren en helder te presenteren. Zodoende krijgen de beslissers inzicht in de belangrijkste zaken, zodat ze een analyse maken van de voor- en nadelen van de specifieke varianten. Het gaat vooral om inzicht in de *trade-offs*, ofwel hoeveel moet worden opgegeven (bijvoorbeeld financiële kosten) om een bepaald doel te bereiken (bijvoorbeeld de grond helemaal te reinigen).

Bodemsaneringoperaties spelen zich niet in volledige isolatie af, maar in een context waarin verschillende actoren de besluitvorming beïnvloeden of door de besluitvorming worden beïnvloed.

In figuur 2 wordt weergegeven wie de belangrijkste actoren zijn die gewoonlijk betrokken zijn bij saneringsoperaties. Degenen in het hart van het netwerk hebben de meeste invloed op de uiteindelijke keuze van de variant.



Fig. 2. Netwerk van actoren die een rol spelen bij de keuze van een saneringsvariant [Kolkman, 1997].

De belangen van de betrokken actoren kunnen verschillend zijn, maar elkaar ook gedeeltelijk overlappen. Tabel 1 geeft een indicatie van plausibele belangen voor de belangrijkste actoren.

Tabel 1. Indicatie van de belangen van enkele actoren bij bodemsaneringen.

actoren	belangen
probleembezitter	kosteneffectiviteit functies van de bodem efficiënte en transparante besluitvorming
bevoegd gezag	multifunctionaliteit van de bodem minimalisering van de achterblijvende vracht consistent beleid efficiënte en transparante besluitvorming
consultants	zorgdragen voor de belangen van de klant (probleemhebber of bevoegd gezag) efficiënte en transparante besluitvorming
omwonenden, andere betrokkenen	geen risico's minimale beperkingen in gebruik minimale hinder efficiënte en transparante besluitvorming
aannemer	zorgdragen voor de belangen van de klant efficiënte en transparante besluitvorming

Efficiënte en transparante besluitvorming is van belang voor alle actoren. Een eenduidig kader met de belangrijkste criteria voor besluitvorming met betrekking tot Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten kan resulteren in het beter meewegen van de belangen van de actoren, waardoor het besluitvormingsproces wordt verbeterd. Het is echter onmogelijk om alle belangen altijd mee te wegen in een algemeen raamwerk als de RMK-methodiek. Deze kan dan ook nooit de plaats innemen van de besluitvormers, maar hen alleen ondersteunen door informatie te geven over de drie belangrijkste criteria. De uiteindelijke beslissing zal afhangen van locatiespecifieke omstandigheden en bevat ook meestal een subjectief oordeel van de besluitvormers.

Niet alle relevante aspecten worden in de RMK-methodiek in ogenschouw genomen. Zo worden hinderaspecten (geluid, stank enz.) en veranderingen in de structuur van de bodem niet meegenomen. De rechtvaardiging voor de aspecten die in R, M en K worden meegenomen volgt in de specifieke hoofdstukken over deze onderdelen.

In figuur 3 worden de verschillende aanpakken van saneringen gerelateerd aan de criteria binnen RMK.

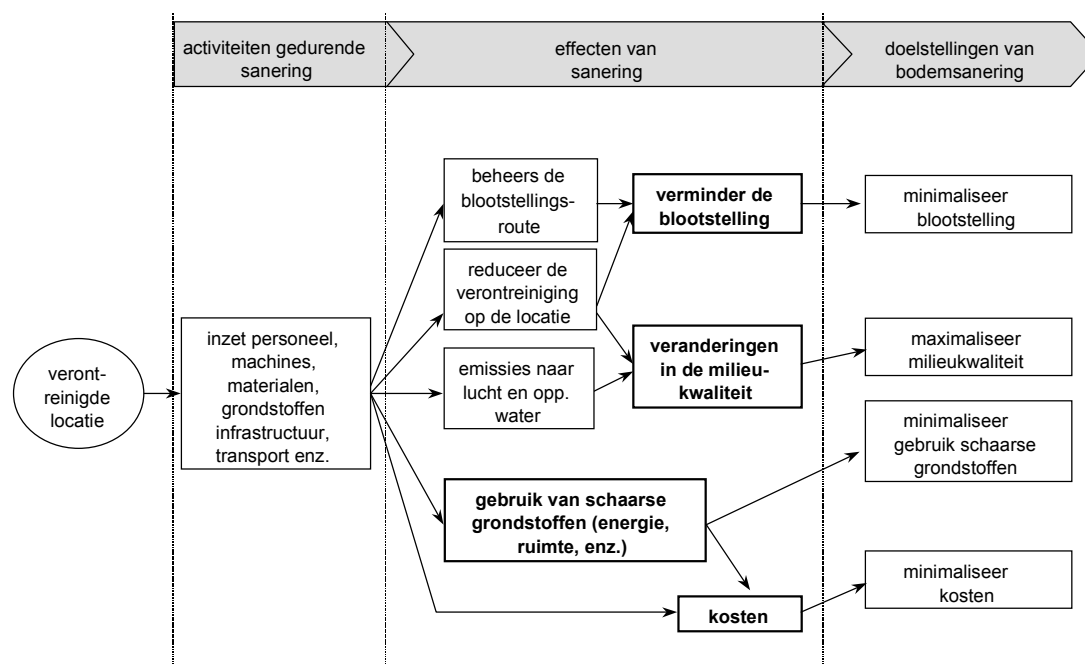


Fig. 3. Invalshoeken op saneringsoperaties van R, M en K.

Figuur 3 geeft weer welke activiteiten er plaatsvinden tijdens de sanering, hun effecten en hun relatie met de saneringsdoelstellingen. Helemaal rechts in de figuur staan de relaties met R, M en K: minimaliseer blootstelling hoort bij R, maximaliseer milieukwaliteit en minimaliseer gebruik schaarse grondstoffen horen bij M en minimaliseer kosten hoort bij K. In de RMK-methodiek wordt steeds het verschil gemeten tussen de situatie vóór en na de sanering.

2.3 Risicoreductie

Risicoreductie richt zich op de gevolgen van bodemsanering voor de directe omgeving van de verontreinigde locatie. De risico's zijn het gevolg van allerlei blootstellingen aan bodemverontreiniging van omwonenden, saneringswerkers, ecosystemen en andere objecten, zoals leidingen en monumenten.

Vaak is Risicoreductie de drijvende kracht achter een saneringsproject [ASTM, 1995; CONCAWE, 1997]. Indien een bepaalde saneringsvariant in een onvoldoende risicoreductie resulteert (bijvoorbeeld omdat de eindconcentraties hoger zijn dan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau), wordt deze verder niet meer in ogenschouw genomen, ongeacht de prestaties op Milieuverdienste en Kosten.

Risicoreductie onderzoekt tot welke vormen van blootstelling de verontreinigingen op de locatie kunnen leiden. In de RMK-methodiek wordt daartoe rekening gehouden met de aard van de verontreinigingen, hun concentratie, de aanwezigheid van blootgestelde mensen en ander objecten en hun aantal, en de blootstellingsroutes. Dit betekent onder andere dat het risico (en dus ook

de risicoreductie) gelijk is aan nul als er geen mensen of andere objecten zijn die kunnen worden blootgesteld, ongeacht de verontreinigingen die er aanwezig zijn.

Toch kunnen de gevolgen van sanering in zo'n geval wel erg positief zijn, bijvoorbeeld omdat de bodem bij functiewijziging in de toekomst wel zonder risico's gebruikt kan gaan worden. Daarnaast kan een sanering een positieve invloed hebben op de milieukwaliteit, aangezien er een schone grond en schoon grondwater ontstaat. Deze aspecten worden meegenomen in Milieuverdiensite.

2.4 Milieuverdiensite

Milieuverdiensite concentreert zich op *potentiële* invloeden op het milieu van de verontreiniging of van de saneringsoperatie. Het uitgangspunt is dat negatieve gevolgen voor het milieu zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstofvoorraden zoveel mogelijk beschikbaar moeten zijn voor toekomstige generaties.

Saneren voorkomt de verspreiding van verontreiniging en laten de voorraden van schone grond en schoon grondwater toenemen. Er zijn echter ook duidelijke nadelen voor het milieu, zoals energiegebruik, gebruik van grondwater en ruimte, en oppervlaktewateremissies. Tezamen vormen al deze aspecten de totale verdiensite die de sanering oplevert voor het milieu.

Milieuverdiensite beoordeelt de sanering vanuit het perspectief van het *algemeen belang*, dit in tegenstelling tot Risicoreductie, die zich richt op het lokale belang. Ook bij Milieuverdiensite wordt het verschil gemeten tussen de situatie vóór en na de sanering. De aspecten die worden meegenomen zijn mede gebaseerd op de uitkomst van een aantal levenscyclusanalyses (LCA's), waarin een aantal varianten beoordeeld zijn op hun milieuprestaties [Nijboer et al., 1998].

2.5 Kosten

Wellicht het meest herkenbaar in de RMK-methodiek is het kostenperspectief. Het onderdeel Kosten binnen RMK kijkt de sanering vooral vanuit het belang van de opdrachtgever voor een saneringsoperatie. De opdrachtgever zoekt naar de kosteneffectiefste maatregel. In de RMK-methodiek worden de kosten van saneringsvarianten zodanig berekend dat de kosten per jaar, vanaf de aanvang van de sanering, inzichtelijk zijn.

In de RMK-methodiek zijn Kosten gedefinieerd als alle kosten die vanaf het beslismoment gedurende het vervolg van de sanering zullen worden gemaakt. Kosten omvat uitgaven:

- tijdens het voorbereidingstraject;
- voor eenmalige investeringen;
- voor vervangingsinvesteringen;
- voor de noodzakelijke operaties;
- voor kapitaal- en productieverlies.

Omdat de kostenschattingen inherent onzeker zijn, kan hiermee in de RMK-methodiek rekening worden gehouden door onzekerheidsmarges aan te geven. Bovendien houdt Kosten rekening met het tijdstip waarop de kosten optreden en worden deze naar het heden verdisconteerd.

HOOFDSTUK 3

RISICOREDUCTIE

3.1 Raamwerk voor Risicoreductie

In dit hoofdstuk wordt de methodologie voor de bepaling van Risicoreductie bij saneringsvarianten beschreven. Risicoreductie concentreert zich op de gevolgen van de sanering op de locatie zelf. Risicoreductie bekijkt het blootstellingsverloop van mensen, ecosystemen en andere objecten op de locatie ten gevolge van sanering ten opzichte van de huidige blootstelling op de locatie. Het verwachte blootstellingsverloop is afhankelijk van de verontreiniging, de blootstellingsroutes en de objecten op de locatie. Dit betekent dus dat er geen sprake is van risico's of risicoreductie indien er geen blootgestelden op de locatie zijn, zoals bijvoorbeeld een braakliggend en afgesloten terrein zonder enige ecologische waarde. Meer details over Risicoreductie zijn beschreven in het RMK-fase 2 rapport [Nijboer et al., 1998].

Risicoreductie tot een functiegericht Maximaal Toelaatbaar Risico is veelal een randvoorwaarde voor een sanering. Risicoreductie houdt echter ook rekening met het verloop van de blootstelling in de tijd en maakt bovendien een extra inspanning tussen Maximaal Toelaatbaar Risico in de richting van Verwaarloosbaar Risico inzichtelijk.

3.2 Kwantificeren van Risicoreductie

Omschrijving van Risicoreductie

Risicoreductie concentreert zich op potentiële blootstelling in relatie tot een humaan- en/of ecotoxicologisch Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR). In deze benadering staat dus de blootstellingsreductie op de locatie centraal. Deze aanpak heeft twee consequenties:

1. binnen Risicoreductie wordt dus niet de meer traditionele definitie van risico's (de kans op negatieve effecten) gehanteerd, maar de blootstellingsreductie;
2. in de beoordeling van Risicoreductie wordt alleen de blootstelling ten gevolge van bodemverontreiniging meegenomen; andere blootstellingsbronnen (bijvoorbeeld voedsel, productieprocessen of andere vervuiling) worden niet beschouwd.

In het vervolg wordt de stapsgewijze aanpak van Risicoreductie besproken.

Stap 1: Bepaling van relevante objecten

De aanpak van Risicoreductie gaat uit van de objecten (mensen, ecosysteem of andere risico's of fysieke objecten) op de locatie. De bepaling van de relevante objecten is de eerste stap voor de bepaling van Risicoreductie. Vanuit deze objecten op de locatie wordt met behulp van blootstellingsmodellen gekeken naar de blootstelling ten gevolge van de bodemverontreiniging. In volgorde van belang worden de volgende objecten beschouwd:

1. mensen die leven of werken op de locatie;
2. het ecosysteem op de locatie;
3. andere risico's of fysieke objecten op de locatie (bijvoorbeeld de risico's ten gevolge van blootstelling bij saneringswerkers).

Indien bepaalde objecten voor een locatie niet relevant zijn, bijvoorbeeld het ecosysteem binnen een sterk bebouwd gebied, kunnen deze buiten beschouwing worden gelaten.

Stap 2: Berekening van de blootstelling

Bij de berekening van de blootstelling ten gevolge van de verontreinigingssituatie bij mensen, ecosystemen en ander fysieke objecten worden blootstellingsmodellen gebruikt. Voor de berekening van humane blootstelling worden verscheidene fysisch-chemische modellen als CSOIL [Van den Berg, 1991 en 1993; Van den Berg en Denneman, 1993], HESP [ECETOC, 1990] en CLEA [Ferguson en Denner, 1993] gebruikt. Bij ecosystemen is het gebruik van blootstellingsmodellen (bijvoorbeeld [Van Straalen en Denneman, 1989]) veel minder. Op basis van deze blootstellingsmodellen en het verwachte concentratieverloop in de relevante zones (contactzone en voor vluchtige stoffen het freatische grondwater) van verschillende varianten wordt de risicoreductie berekend.

Stap 3: Kwantificering van risico's

Na de bepaling van de relevante objecten en de blootstelling bij deze objecten wordt binnen RMK de blootstelling gerelateerd aan toxicologische grenswaarden voor het betreffende object. Voorbeelden van deze grenswaarden voor bodemverontreiniging zijn:

- voor mensen: de *Tolerable Daily Intake* (TDI);
- voor ecosystemen: de concentratie waarbij voor 50 % van de soorten effect wordt verwacht (HC_{50});
- voor andere objecten: een concentratie voor een specifiek effect.

Stap 4: Berekening van Risicoreductie

Uiteindelijk wordt Risicoreductie berekend met behulp van een spreadsheetprogramma. Voor deze berekening worden de volgende rekenregels gebruikt (zie fig. 4):

$$R = \text{Risicoreductie van saneringsvariant } i = \int \left(\frac{r_0 - r_i}{t_{\text{tot}}} \right) dt \quad (3.1)$$

waarin:

- r_0 is het risico zonder maatregelen;
- r_i is het totale risico van saneringsvariant i ($= r_{i,\text{voor}} \cdot \text{tijd} + r_{i,\text{tijdens}} \cdot \text{tijd} + r_{i,\text{na}} \cdot \text{tijd}$);
- t_{tot} is de totale tijdsduur, deze is bij Risicoreductie op 30 jaar gesteld.

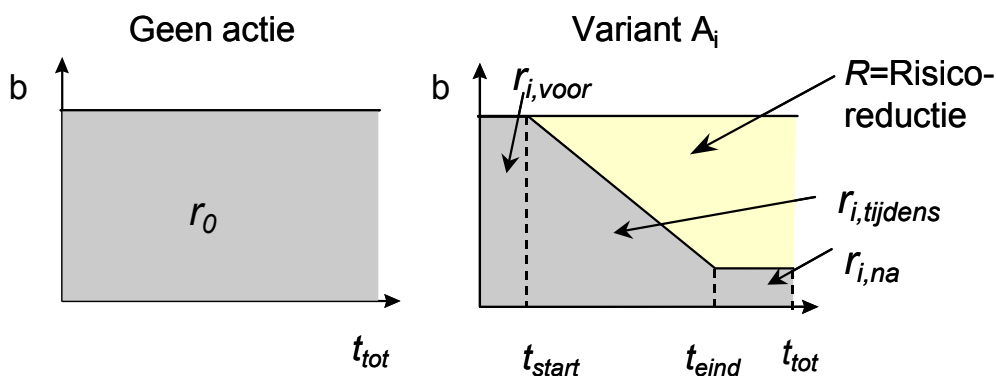


Fig. 4. Illustratie van de berekening van Risicoreductie (in de figuur is de blootstelling (y-as) uitgezet tegen de tijd (x-as)).

Hierin wordt r_i als volgt berekend:

$$\text{Risiko}(r_i) = \text{RI} \cdot n \cdot T \quad (3.2)$$

waarin:

- RI is de blootstelling/toxicologische grenswaarde (risico-index);
- n is het aantal blootgestelden voor humane risico's; is de oppervlakte van de verontreiniging voor ecologische risico's gedeeld door een kritisch oppervlak voor de betreffende bestemming [Koolenbrander, 1995];
- T is de tijd.

Bij humane risico's wordt als toxicologische grenswaarde de TDI gebruikt. De risico-index bij humane risico's is 1 als de blootstelling gelijk is aan het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) voor een stof. Bij ecologische risico's wordt de HC_{50} gebruikt als toxicologische grenswaarde. In dit geval is de risico-index 1 als er de verwachting is dat 50 % van de soorten effect zullen ondervinden.

3.3 Risicoreductie in de praktijk

Voor het bepalen van Risicoreductie zijn een aantal zaken van belang. Doorgaans willen de beslissers niet alleen weten *hoe groot* de risicoreductie is, maar ook *wanneer* die reductie precies optreedt. Ook is het van belang om een *referentiepunt* te hebben om een idee te krijgen wat precies de betekenis is van die reductie en van het restrisico.

De RMK spreadsheets pogen op deze vragen een antwoord te geven. Allereerst wordt uiteraard de grootte van Risicoreductie berekend en weergegeven in een percentage. Ook wordt een figuur geconstrueerd dat het verloop van het risico in de tijd weergeeft (zie fig. 5). In het (fictieve) voorbeeld van deze grafiek is te zien dat de blootstelling gedurende de saneringsactiviteiten (0,2 tot 15,6 jaar) een stuk lager is dan ervoor en dat het resterend risico nog lager ligt.

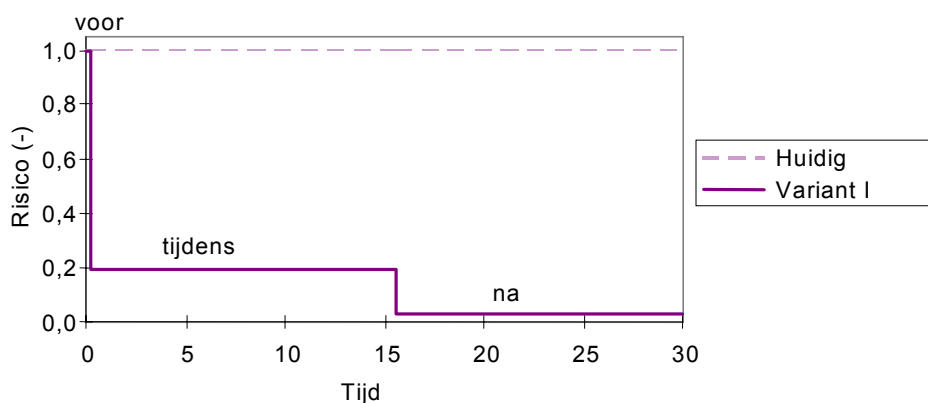


Fig. 5. Grafiek met het verloop van het risico in de tijd (de risico's tijdens en na het saneren zijn gestandaardiseerd op de huidige situatie). De stippellijn geeft het risico aan van de huidige situatie.

Verder is het van belang om na te gaan hoe goed een variant presteert ten opzichte van de gestelde normen. Uiteraard moet voor elke stof de blootstelling lager worden dan het MTR. Deze MTR-waarden zijn dus een goed referentiepunt. In de RMK-spreadsheets wordt berekend hoe groot het risico zou zijn als de blootstelling voor elke stof precies gelijk zou zijn aan de MTR-waarden die zijn ingevoerd. De risico's voor mensen, ecosystemen en andere objecten worden

ongewogen bij elkaar opgeteld om de norm te berekenen. In figuur 6 wordt een voorbeeld gegeven.

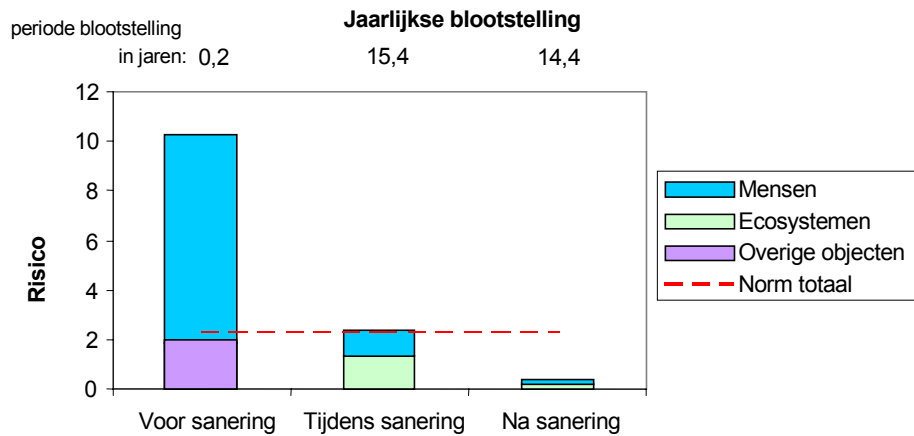


Fig. 6. Blootstelling gedurende de drie fases voor, tijdens en na de sanering. Significante overschrijding van de norm vindt hier alleen plaats voorafgaand aan de sanering (gedurende 0,2 jaar). De hier getoonde norm (stippellijn) is de som van de normen voor mensen, ecosystemen en overige objecten.

HOOFDSTUK 4

MILIEUVERDIENSTE

4.1 Raamwerk voor Milieuverdienste

In dit hoofdstuk wordt toegelicht op welke wijze de Milieuverdienste-index wordt berekend. Zoals in hoofdstuk 2 al is toegelicht, zijn de aspecten in Milieuverdienste gebaseerd op de uitkomst van een aantal levenscyclusanalyses [Nijboer et al., 1998] en interviews met experts [Nijhof et al., 1996]. In Milieuverdienste worden deze aspecten geïntegreerd tot één indexcijfer, dat de balans weergeeft tussen de positieve en de negatieve gevolgen voor het milieu voor zover die niet in Risicoreductie zijn meegenomen.

Om deze integratie uit te voeren moeten de aspecten eerst onderling worden gewogen. De weegfactoren voor alle aspecten zijn verkregen door interviews te houden met acht milieu- en bodemexperts in Nederland. De precieze procedures, die daar zijn gehanteerd, zijn beschreven in het RMK-fase 2 rapport [Nijboer et al., 1998].

In tabel 2 zijn alle aspecten samengevat. Ten opzichte van RMK-fase 2 is er een verandering doorgevoerd: de aspecten 'schoon grondwater' en 'voorkomen van toekomstige grondwaterverontreiniging' zijn geïntegreerd in één aspect door daar de factor tijd in onder te brengen. Zo wordt gekeken naar de ontwikkeling van de grondwaterverontreiniging in volume en concentratie in de tijd. Het bijbehorende gewicht is verkregen door de gewichten van deze aspecten uit fase 2 op te tellen.

Tabel 2. Aspecten in Milieuverdienste.

RMK-aspecten	perspectieven
<i>positieve aspecten:</i> M1: verbetering van grondkwaliteit M2: verbetering van grondwaterkwaliteit	maximaliseer de schone grondvoorraad maximaliseer de schone grondwatervoorraad
<i>negatieve aspecten:</i> M3: verlies van grondvoorraad M4: verlies van grondwatervoorraad M5: energiegebruik M6: luchtverontreiniging M7: oppervlaktewaterverontreiniging M8: afvalvorming M9: ruimtebeslag	minimaliseer gronddepletie minimaliseer grondwaterdepletie minimaliseer depletie van energiebronnen minimaliseer broeikaseffect, verzuring, smogvorming en eutrofiëring minimaliseer eutrofiëring en niet-lokale blootstelling aan toxische stoffen minimaliseer niet-lokale emissies van toxische stoffen, ruimtegebruik verminder nadelige effecten van economische activiteiten op andere plaatsen dan de verontreinigde locatie

4.2 Kwantificeren van Milieuverdienste

Hieronder wordt toegelicht op welke wijze de aspecten in Milieuverdienste precies kunnen worden vastgesteld. Drie dingen zijn hierbij van groot belang:

1. Bij alle aspecten wordt steeds het *verschil* tussen de huidige situatie en de verwachte eind-situatie na de sanering bepaald.
2. De grootte van de score op elk aspect is *lineair* met de bijdrage van dit aspect aan Milieuverdienste. Dat wil zeggen dat bijvoorbeeld een verdubbeling van het energiegebruik ook zal

leiden tot een verdubbeling van de bijdrage van het aspect energiegebruik aan de index voor Milieuverdienste.

3. Bij drie verschillende aspecten wordt de factor tijd expliciet meegenomen (schone grond en schoon grondwater door sanering en ruimtebeslag). Bij Milieuverdienste is er, net als bij Risicoreductie voor gekozen om een tijdsspanne van dertig jaar in ogenschouw te nemen. Milieu-invloeden, positief of negatief, die daarna nog plaatshebben worden uit praktische overweging niet meer meegenomen.

In de RMK-spreadsheets worden de scores voor alle aspecten samengevat in een zogenaamd effectenoverzicht of *prestatietabel*. Deze tabel geeft al zeer veel inzicht in de sterke en zwakke punten van de varianten. Om de Milieuverdienste-index te bepalen worden de scores eerst gestandaardiseerd en vervolgens vermenigvuldigd met de bijbehorende gewichtsfactoren. De Milieuverdienste-index is de som van de gestandaardiseerde en gewogen scores. De formule is:

$$M(V_i) = \sum_{j=1}^9 w_j N(x_{ij}) \quad (4.1)$$

waarin:

- $M(V_i)$ is de Milieuverdienste-index;
- V_i is de i^{de} variant;
- x_{ij} is de score van variant V_i op aspect j ;
- $N(x)$ is de gestandaardiseerde score van variant V_i op aspect j ;
- w_j is het gewicht van aspect j .

Hieronder wordt voor elk afzonderlijk aspect toegelicht hoe het wordt berekend.

4.2.1 *M1: Verbetering van grondkwaliteit*

Samen met schoon grondwater is schone grond de belangrijkste opbrengst van de meeste saneringen. Vanuit het perspectief van Milieuverdienste is het van belang dat zoveel mogelijk van de verontreinigingen worden verwijderd, voor zover hun concentraties boven 'natuurlijke' achtergrondwaarden zijn. Uit praktisch oogpunt zijn hiervoor de streefwaarden genomen. Verder geldt in dit perspectief dat naarmate de verontreinigingen sneller worden verwijderd, dit gunstiger is¹. Zoals hierboven beschreven is, wordt de situatie bestudeerd zoals die op het moment van het saneringsonderzoek is tot aan de verwachte situatie over dertig jaar.

Door te normeren met de tussenwaarde (het gemiddelde tussen de streefwaarde en de interventiewaarde) wordt bewerkstelligd dat de Milieuverdienste toeneemt naarmate er toxischer stoffen worden verwijderd. Indien dit niet zou gebeuren, zou het verwijderen van 1 kilogram benzeen gelijk zijn aan 1 kilogram lood. In de RMK-spreadsheet zijn alle bekende streefwaarden en interventiewaarden opgenomen.

In figuur 7 is grafisch weergegeven wat dit precies betekent. Oppervlakte O - en dus de score op het aspect schone grond - is groter naarmate:

- er meer vracht wordt verwijderd;
- de sanering sneller plaatsvindt.

¹ In RMK-fase 2 is met dit tijdsaspect nog geen rekening gehouden.

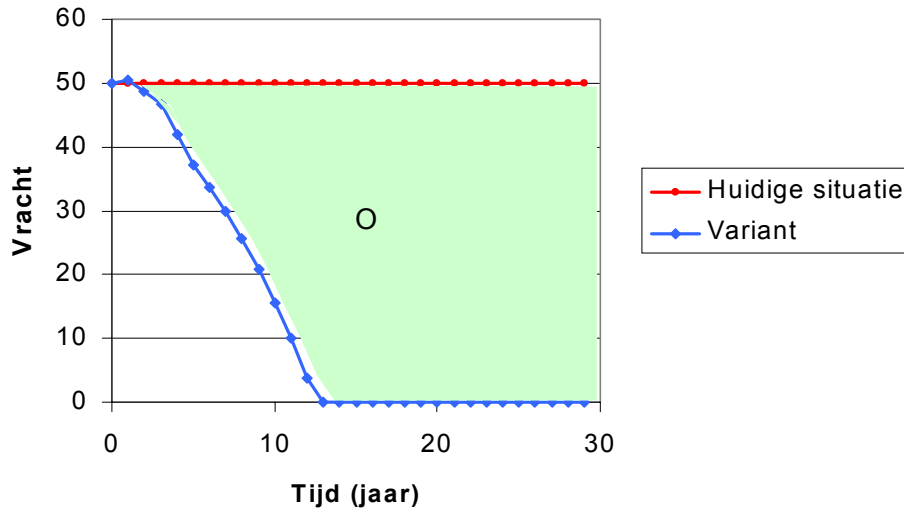


Fig. 7. Voor de berekening van de hoeveelheid schone grond of schoon grondwater wordt de vracht (voor zover de concentratie boven de streefwaarde is) tegen de tijd uitgezet. De score is gelijk aan de oppervlakte O gedeeld door de tussenwaarde.

Voor elke verontreiniging wordt O gedeeld door de tussenwaarde en de score wordt dus groter naarmate de tussenwaarde kleiner is (en de toxiciteit groter). De formule van de hoeveelheid schone grond door sanering is:

$$M1 = \sum_i \int_{T=0}^{T=30 \text{ jaar}} \frac{(c_i(T) - s_i) \cdot v_i(T)}{t_i \cdot 30} dT - \frac{(c_i(0) - s_i) \cdot v_i(0)}{t_i} \quad (4.2)$$

waarin:

- M1 is de score op Milieuverdienste-aspect 1;
- T is de tijd;
- i is de stof i;
- c is de concentratie;
- v is het volume;
- s is de streefwaarde voor grond;
- t is de tussenwaarde voor grondwater.

De eenheid die bij dit aspect hoort is $\text{mg} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jaar} / \text{kg}$. Omdat dit nogal lang is, is deze eenheid in 'grondkubels', afgekort kub., genoemd. De interpretatie is als volgt: een grondkubel is een m^3 grond die gedurende een jaar is verontreinigd tot aan de tussenwaarde. De spreadsheet voor RMK-fase 3 bevat een handig hulpmiddel voor het berekenen van dit aspect.

Als de sanering sneller plaatsvindt, leidt dit dus tot een positievere score op verbetering van grondkwaliteit. Dit wordt gedaan, aangezien er vanuit Milieuverdienste naar de kwaliteit van het milieu en de milieuvorraad wordt gekeken. Beide aspecten bevatten ook een tijdscomponent: hoe sneller een milieuvorraad weer beschikbaar komt of hoe sneller de kwaliteit toeneemt, hoe gunstiger dit is voor de kwaliteit voor het milieu als geheel. Bijvoorbeeld: indien verontreinigd grondwater binnen een jaar wordt gereinigd in plaats van over 30 jaar, is deze voorraad ook 29 jaar langer beschikbaar. Indien verontreinigde grond snel wordt gesaneerd is niet alleen de grond als voorraad langer beschikbaar, maar is ook de kwaliteit van de grond gedurende langere tijd zodanig dat er meer ecologische functies kunnen worden vervuld. Om dezelfde reden is ook bij de verbetering van grondwaterkwaliteit de factor tijd meegenomen.

De huidige versie van Milieuverdienste richt zich alleen op de vrachten en houdt geen rekening met de instandhouding van geologische, archeologische en ecologische structuren in de bodem. De oorzaak hiervan is dat dergelijke aspecten moeilijk te operationaliseren zijn met de gegevens die beschikbaar zijn ten tijde van een saneringsonderzoek. In sommige gevallen kan het noodzakelijk zijn dergelijke aspecten *naast* de RMK-beoordeling in ogenschouw te nemen bij de keuze tussen saneringsvarianten.

4.2.2 M2: Verbetering van grondwaterkwaliteit

De berekening van de hoeveelheid schoon grondwater door sanering is helemaal equivalent aan de berekening bij schone grond. Ook hier geldt dat de score hoger wordt naarmate er meer vracht wordt verwijderd, de verwijderde stoffen toxischer zijn en naarmate de tijdsduur benodigd voor de sanering korter is. De formule is dan ook identiek:

$$M2 = \sum_i \int_{T=0}^{T=30 \text{ jaar}} \frac{(c_i(T) - s_i) \cdot v_i(T)}{t_i \cdot 30} dT - \frac{(c_i(0) - s_i) \cdot v_i(0)}{t_i} \quad (4.3)$$

waarin:

- M2 is de score op Milieuverdienste-aspect 2;
- T is de tijd;
- i is de stof i;
- c is de concentratie;
- v is het volume;
- s is de streefwaarde voor grond;
- t is de tussenwaarde voor grondwater.

De eenheid die bij dit aspect hoort is $\mu\text{g} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{jaar} / \text{kg}$. Omdat dit nogal lang is, is deze eenheid omgedoopt in 'grondwaterkubels', afgekort kub. De interpretatie is als volgt: een grondwaterkubel is een m^3 grondwater die gedurende een jaar is verontreinigd tot aan de tussenwaarde.

Deze berekeningswijze houdt onder andere in dat saneringsvarianten, waarbij verontreinigingen zich kunnen verspreiden over een groter volume, relatief slecht scoren omdat het lang zal duren voor de vracht is verwijderd (al dan niet door natuurlijke afbraak).

In deze versie van RMK is nog geen rekening gehouden met het verschil tussen horizontale (over een groter oppervlak) en verticale (naar grotere diepte) verspreiding, omdat het lastig is de ernst van verticale verspreiding te beoordelen en omdat de gewichten in Milieuverdienste opnieuw zouden moeten worden vastgesteld. Horizontale verspreiding lijkt ongunstiger, omdat hierdoor meer functies kunnen worden bedreigd.

4.2.3 M3: Verlies van grondvoorraad

Het eerste negatieve aspect in Milieuverdienste is het gebruik van grond. Indien grond moet worden afgevoerd (bijvoorbeeld voor thermische reiniging), slinkt de voorraad aan grond, hetgeen ongunstig is uit het oogpunt van Milieuverdienste. De berekening is eenvoudig: het gebruik van grond is de hoeveelheid van buiten de locatie aangevoerde grond minus de hoeveelheid grond die is afgevoerd voor hergebruik op een andere locatie:

$$M3[\text{m}^3] = \text{hoeveelheid aanvulgrond} - \text{hoeveelheid herbruikbare grond} \quad (4.4)$$

4.2.4 M4: Verlies van grondwatervoorraad

Voor grondwateronttrekking geldt in principe hetzelfde als voor het gebruik van grond. Vanuit het oogpunt van Milieuverdienste moet de hoeveelheid grondwater op peil blijven. Ook hier is de berekening eenvoudig: grondwateronttrekking is de hoeveelheid opgepompt water minus de hoeveelheid geïnfiltreerd water:

$$M4[m^3] = \text{hoeveelheid opgepompt grondwater} - \text{hoeveelheid geïnfiltreerd grondwater} \quad (4.5)$$

Bij dit aspect doet het niet ter zake of het opgepompte water verontreinigd is of niet: het gaat alleen om de voorraad. De kwaliteit wordt beoordeeld bij het aspect verbetering van grondwaterkwaliteit.

Overigens geldt dat in gebieden die gevoelig zijn voor verdroging het noodzakelijk kan zijn om het relatieve gewicht voor dit aspect te vergroten bij de berekening van de Milieuverdienste-index.

4.2.5 M5: Energiegebruik

Bij energiegebruik gaat het in Milieuverdienste alleen om uitputting van schaarse grondstoffen, zoals olie, gas en steenkool. Als bij een bepaalde saneringsvariant de ingezette energie afkomstig is van een duurzame bron (zon, wind), is de score op dit aspect dan ook nul. Secundaire effecten, zoals luchtmissies, worden apart beschouwd. Voor de berekening van het energiegebruik worden de meest energieconsumerende processen van een bodemsaneringsoperatie beschouwd, zoals het oppompen van grondwater en het transport van grond. Het energiegebruik wordt uitgedrukt in inwonerequivalenten: in de tweede helft van de jaren 90 is in Nederland per inwoner gemiddeld 200 GJ per jaar gebruikt.

4.2.6 M6: Luchtverontreiniging

Bij sanering van bodems kunnen er drie typen van luchtverontreiniging plaatsvinden:

1. emissies door uitdamping van vluchtige verontreinigingen;
2. indirecte emissies ten gevolge van de inzet van (niet-duurzame) energie (b.v. uitstoot van uitlaatgassen vrachtwagens);
3. emissies in bepaalde installaties, zoals extractie-apparatuur of verbrandingsovens.

In de RMK-methodiek worden emissies door uitdamping meegenomen in Risicoreductie; het gaat immers om een lokaal effect. De geëmitteerde vrachten zijn doorgaans verwaarloosbaar². Dit laatste geldt in de meeste gevallen ook voor de emissies van gebruikte installaties.

Praktijkberekeningen hebben laten zien dat het leeuwendeel van de emissies is gerelateerd aan de inzet van ingrepen die energie kosten [Nijboer et al., 1998]. In Milieuverdienste wordt daarom de luchtverontreiniging berekend aan de hand van de energie-inzet³. Alleen CO₂, NO_x en SO₂ worden meegeteld, omdat deze de grootste effecten hebben op de milieukwaliteit (broeikas-effect, verzuring en eutrofiëring).

² Een belangrijke uitzondering is hier de emissie van stoffen die de ozonlaag aantasten, zoals CFK's en tetra. Als er varianten zijn die resulteren in significante emissies van dergelijke stoffen, moet dit beslist worden meegenomen in de eindbeoordeling, los van de score op Risico's.

³ Energiegebruik en luchtverontreiniging zijn dus aan elkaar gecorreleerd. Dat betekent echter *niet* dat er een dubbeltelling plaatsvindt. Bij energiegebruik gaat het om uitputting en bij luchtverontreiniging om de aantasting van de milieukwaliteit. De gewichten voor beide zijn dan ook verschillend.

De gebruikte rekenmethode en de kentallen zijn beschreven in het RMK-fase 2 rapport [Nijboer et al., 1998]. Ook hier worden de emissies omgerekend naar inwonerequivalenten. De formule is:

$$M6[\text{inwoner eq.}] = 0,0219 \cdot \text{elektriciteitsgebruik [GJ]} + 0,0074 \cdot \text{dieselgebruik [GJ]} \quad (4.6)$$

4.2.7 M7: Oppervlaktewaterverontreiniging

In sommige gevallen wordt verontreinigd water geloosd op het oppervlaktewater of vindt er verspreiding naar het oppervlaktewater plaats. Uiteraard wordt daardoor de kwaliteit van het oppervlaktewater aangetast en moet dit aspect in die gevallen worden meegenomen in de berekening van Milieuverdienste. Dit gaat als volgt: eerst wordt de totale vracht berekend van de emissie, voor zover de concentratie boven de streefwaarde is. Daarna vindt normering plaats door deling door de tussenwaarde (het gemiddelde tussen de MTR en de streefwaarde uit de Vierde Nota Waterhuishouding). De eenheid van oppervlaktewaterverontreiniging is m³, die equivalent is aan een 'm³ die verontreinigd is tot aan de tussenwaarde'. De formule is:

$$M7[\text{m}^3] = \sum_i \frac{(c_i - s_i) \cdot v_i}{t_i} \quad (4.7)$$

waarin:

- M7 is de score op Milieuverdienste-aspect 7;
- i is de stof i;
- c is de concentratie;
- v is het volume;
- s is de streefwaarde voor oppervlaktewater;
- t is de tussenwaarde voor oppervlaktewater (gemiddelde tussen streefwaarde en MTR).

Bij lozing op het riool wordt de oppervlakteverontreiniging verondersteld gelijk te zijn aan 0, omdat rioolwater vrijwel altijd wordt gezuiverd voordat het wordt geloosd. Wel moet in zo'n geval het energiegebruik van de rioolwaterzuiveringsinstallaties worden meegenomen.

4.2.8 M8: Afvalvorming

Afval neemt ruimte in, er moet op worden gepast of het moet op de een of andere manier worden verwerkt. Reden genoeg om dit aspect mee te nemen in Milieuverdienste. Niet alleen (ernstig) verontreinigde grond en slib worden soms afgevoerd bij bodemsanering, maar ook andere stoffen en materialen die worden gebruikt of vrijkomen bij de zuiveringsprocessen (onder andere extractie- en adsorptieprocessen) van grond en grondwater, zoals actieve kool. In Milieuverdienste wordt de hoeveelheid finaal afval gemeten in m³. De formule is:

$$M8[\text{m}^3] = \sum_i \text{volume afvalstroom } i \quad (4.8)$$

In deze versie van RMK wordt uit praktische overwegingen geen rekening gehouden met de mate van milieugevaar van het afval. Er wordt van uitgegaan dat in de Nederlandse context het afval op een milieuhygiënisch verantwoorde manier wordt opgeslagen of verwerkt. Deels wordt het gevaaraspect wel meegenomen bij het onderdeel Kosten: hoe gevaarlijker het afval, hoe duurder de verwerking.

4.2.9 M9: Ruimtebeslag

Tijdens het saneren van de bodem kan de betreffende ruimte soms niet meer worden gebruikt voor andere doeleinden, bijvoorbeeld omdat er graafwerkzaamheden moeten worden uitgevoerd. Omdat er op verontreinigde locaties meestal economische activiteiten plaatsvinden (wonen, industrie, dienstverlening), moeten deze activiteiten gedurende dergelijke activiteiten uitwijken naar een schone locatie. Aangezien ruimte een schaars goed is in Nederland, is het vanzelfsprekend dat dit ruimtebeslag een plaats heeft gekregen in Milieuverdienste.

Ruimtebeslag wordt dan ook als volgt geoperationaliseerd: de ruimte die wordt ingenomen door de saneringsactiviteiten, en dus niet bruikbaar is voor andere activiteiten (bijvoorbeeld graafwerkzaamheden of de aanwezigheid van een pompinstallatie), wordt vermenigvuldigd met de tijdsduur die deze activiteiten in beslag nemen. De eenheid van ruimtebeslag is $m^2 \cdot \text{jaar}$. Maximaal wordt er weer dertig jaar in ogenschouw genomen. De formule is:

$$M9 [m^2 \cdot \text{jaar}] = \int_{T=0}^{T=30 \text{ jaar}} O_{\text{act}}(T) dT \quad (4.9)$$

waarin:

M9 is de score op Milieuverdienste-aspect 9;

T is de tijd;

O_{act} is de ruimte die wordt ingenomen door de saneringsactiviteiten.

Het gewicht voor ruimtebeslag is vastgesteld voor een gemiddelde locatie in Nederland. Dit kan per regio variëren, aangezien er een verschil in ruimtedruk op de natuur kan zijn. In bepaalde gevallen is het dus raadzaam om een zwaarder gewicht voor dit aspect toe te passen in de berekening van de Milieuverdienste-index.

4.3 Milieuverdienste in de praktijk

De belangrijkste uitvoer van Milieuverdienste is de *prestatietabel* (zie tabel 3). Hierin staan voor alle varianten de scores samengevat. De scores zijn hier nog niet genormeerd of gewogen en bevatten dus geen normatieve elementen.

Tabel 3. Voorbeeld van een prestatietabel in Milieuverdienste.

tabel prestaties	variant I	variant II	variant III
M1: grondkwaliteit (kub.)	11,3	12,7	7,0
M2: grondwaterkwaliteit (kub.)	241	272	151
M3: verlies grond (m^3)	-5	-50	0
M4: verlies grondwater (m^3)	-1,1	0	-1,5
M5: energiegebruik (inw. eq.)	-0,02	-3,13	0
M6: luchtmissies (inw. eq.)	-0,055	-13,3	0
M7: oppervlaktewateremissies (m^3)	-11,7	0	0
M8: afvalvorming (m^3)	-100	-100	-50
M9: ruimtebeslag ($m^2 \cdot \text{jaar}$)	-500	-500	-1500

Met behulp van de prestatietabel kunnen de varianten met elkaar worden vergeleken. Figuur 8 geeft dit grafisch weer. De scores zijn genormeerd op de maximaal haalbare score voor de positieve aspecten (alle vracht verwijderd) en de slechtste score van de onderzochte varianten. In het voorbeeld van figuur 8 scoort variant III dus slechter op de aspecten M1, M2 en M9, maar beduidend beter op M5 en M6 dan variant II. De grafiek geeft weer welke aspecten moeten

worden opgegeven om een bepaald resultaat te behalen: in dit geval kost het dus energiegebruik en luchtmissies om de bodem (nog) schoner te krijgen.

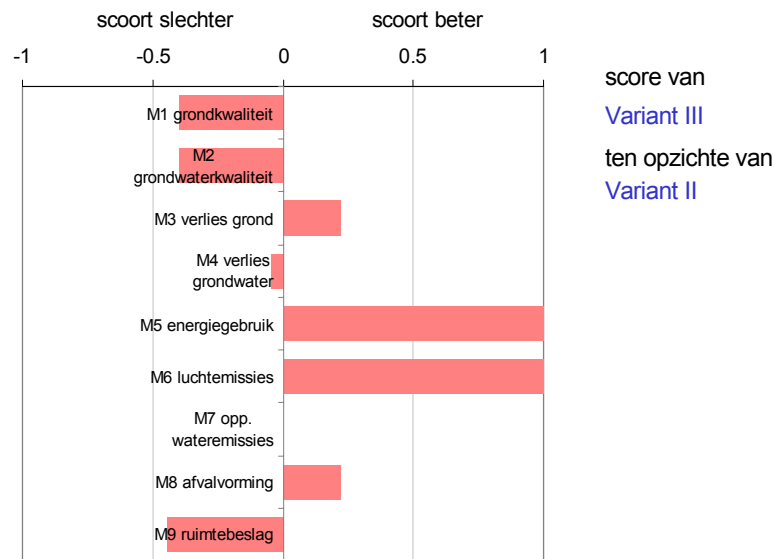


Fig. 8. Trade-offs tussen de verschillende aspecten worden in deze figuur duidelijk. In dit voorbeeld wordt variant II met variant III vergeleken, maar het is ook mogelijk varianten met de huidige situatie te vergelijken.

Zoals is aangegeven in 4.2, worden de scores op elk aspect genormeerd en onderling gewogen. De optelling van deze gewogen scores resulteert in de Milieuverdienst-index. Figuur 9 toont een grafische weergave. Om duidelijk te maken wat precies de betekenis is van de hoogte van de indices zijn twee referentielijnen toegevoegd aan figuur 9. De bovenste, gestreepte lijn is het walhalla van Milieuverdienste: de bodem wordt binnen een jaar helemaal schoon, zonder dat daar negatieve effecten tegenover staan. Uiteraard is dit slechts een hypothetische situatie. De onderste, gestippelde lijn geeft de scores van een 'standaard' multifunctionele sanering weer⁴. In de meeste gevallen zullen de onderzochte varianten zich tussen deze twee uitersten bevinden.

Ten slotte geeft figuur 10 nog belangrijke informatie over de mogelijkheden tot verbetering van de varianten. Ook hierin zijn de twee referentievarianten weergegeven. In figuur 10 is bijvoorbeeld goed te zien dat variant II vooral relatief slecht scoort door het verlies aan grondvoorraad, het energiegebruik en de luchtmissies. Als de ontwerper erin slaagt om een energie-efficiëntere methode toe te passen, zou deze variant een stuk beter scoren op Milieuverdienste en op deze wijze kunnen worden geoptimaliseerd. Een grotere stap zou nog kunnen worden gezet door de afvalvorming te beperken.

⁴ Hier wordt aangenomen dat de grond voor de helft thermisch en voor de andere helft extractief wordt gereinigd. Daartoe moet de grond 50 km worden afgevoerd en 20 km worden aangevoerd. 90 % van de behandelde grond kan worden hergebruikt en 10 % wordt afval. De dichtheid van de grond is 1700 kg/m³. Het grondwater wordt 50 maal doorspoeld, gereinigd en vervolgens geloosd op het riool. Het oppervlak van de locatie wordt 1 jaar in beslag genomen.

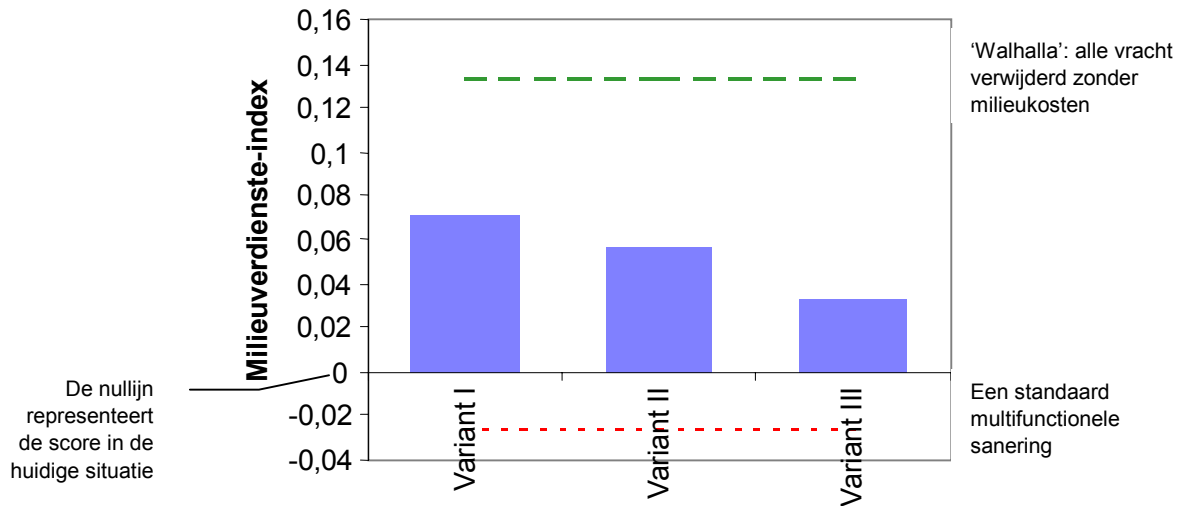


Fig. 9. Grafische weergave van de Milieuverdienste-index voor drie varianten. De stippellijnen zijn referentiewaarden die in de tekst worden toegelicht.

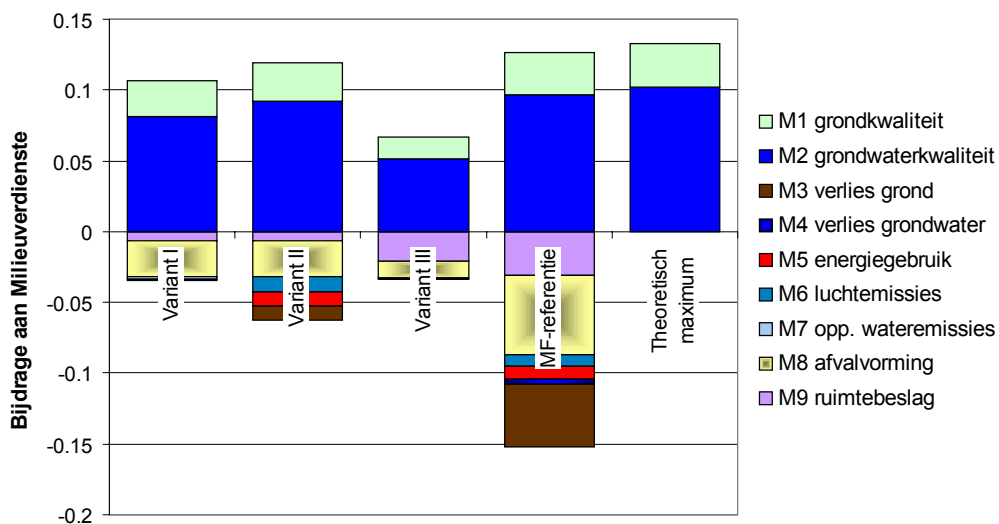


Fig. 10. Grafiek met de gewogen score per aspect. Hierin is bijvoorbeeld goed te zien dat variant II vooral relatief slecht scoort door het verlies aan grond, het energiegebruik en de luchtmissies.

HOOFDSTUK 5

KOSTEN

5.1 Raamwerk voor Kosten

Voor alle varianten voor een bodemsanering wordt tijdens het saneringsonderzoek ook een kostenraming gedaan. Het onderdeel Kosten in RMK biedt een handvat om deze kostenramingen inzichtelijk en consequent uit te voeren. Zo wordt er rekening gehouden met kosten die worden opgelopen in alle *fases* van de sanering (voorbereiding, ontwerp, uitvoering, nazorg), met het *tijdstip* waarop die kosten worden opgelopen (discontering) en *onzekerheden* in de kosten.

Na uitvoerig onderzoek [Nijboer et al., 1998] is ervoor gekozen om de kostenrubricering uit de Leidraad Bodembescherming [VROM, 1997] grotendeels over te nemen. In tabel 4 wordt hiervan een overzicht gegeven.

Tabel 4. Overzicht van de kostenrubricering in RMK.

A. STICHTINGSKOSTEN
A.1. Projectvoorbereiding
A.2. Voorbereidende werkzaamheden
A.3. Sloopwerken
A.4. Herinrichtingskosten
A.5. Grondwerken
A.6. Verwerkingskosten
A.7. Onttrekkings- en zuiveringsinrichting
A.7a. Onttrekkingsinrichting grondwatersanering
A.7b. Onttrekkingsinrichting in situ sanering
A.7c. Zuiveringsinrichting
A.8. Afschermconstructies
A.9. Controlesysteem
A.10. Directievoering en milieukundige begeleiding
A.11. Bijkomende kosten
B. DOORLOPENDE KOSTEN
B.1. Instandhouden voorzieningen
B.2. Bijkomende kosten
B.3. Nazorg
C. VERVANGINGSKOSTEN
C.1. Afschermconstructies
C.2. Onttrekkings- en zuiveringsinrichting
D. OVERHEAD
E. OVERIGE KOSTEN
E.1. Schadeloosstellingen
E.2. Kapitaal- en productieverlies

5.2 Kwantificeren van kosten

5.2.1 *Disconteren*

Voor een juiste afweging van uitgaven (en inkomsten), die over meerdere perioden in de tijd zijn verspreid, is het noodzakelijk om rekening te houden met de tijdswaarde van geld. Het is immers aantrekkelijker uitgaven naar achteren in de tijd te schuiven en eventuele inkomsten eerder te

ontvangen. Voor een onderlinge vergelijking van kostenramingen van saneringsvarianten met een verschillend verloop van uitgaven in de tijd, worden alle uitgaven toegerekend naar het één tijdstip. De methode van het toerekenen van toekomstige kasstromen naar één moment heet verdisconteren. In Kosten kan de gebruiker een eigen disconteringsvoet invoeren. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van een defaultvoet die niet kan worden gewijzigd.

5.2.2 Onzekerheid in de kostenraming

In de saneringsonderzoeksfase zijn een groot aantal financieel onzekere factoren te beschouwen. Voorbeelden van onzekere factoren zijn:

- volume van de verontreinigde grond;
- verontreinigingsgraad van de grond;
- omrekening van de hoeveelheid grond naar het gewicht;
- nauwkeurigheid van het geohydrologische model;
- verplaatsingssnelheid van de vervuiling;
- saneringsduur;
- effectiviteit van de saneringstechnologie;
- tijdstip van de aanvang van de sanering;
- verwerkingskosten van de grond.

Alle genoemde factoren hebben een negatieve invloed op de nauwkeurigheid van de kostenraming.

Voor wat betreft onzekerheden in kostenramingen kan onderscheid worden gemaakt in zogenaamde *normale* onzekerheden en *bijzondere* onzekerheden. Beide categorieën van onzekerheden kunnen op een andere wijze worden gekwantificeerd.

Normale onzekerheden hebben betrekking op de onzekerheden in de raming van hoeveelheden, prijzen en tijdsduur van de sanering. Zo bestaat bij een ontgraving van vervuilde grond vaak onzekerheid over de hoeveelheid grond die daadwerkelijk moet worden afgegraven en gereinigd of gestort. Ook de prijs voor het verwerken van de (onzekere!) hoeveelheid afgegraven grond kan sterk variëren. Het is echter zeker dat er kosten voor ontgraving en reiniging zullen worden gemaakt.

Bijzondere onzekerheden worden ook wel omschreven als bijzondere gebeurtenissen. Een bijzondere gebeurtenis is een gebeurtenis die grote gevolgen kan hebben voor de kosten van het gehele project, maar slechts met een relatief kleine waarschijnlijkheid zal optreden. In tegenstelling tot de normale onzekerheden hoeft een bijzondere gebeurtenis dus niet op te treden. Zo kan (in een hypothetisch geval) een jarenlange in situ sanering niet het gewenste resultaat opleveren waarna alsnog moet worden besloten tot ontgraven (het kwantitatieve effect van een onzekere gebeurtenis kan op haar beurt overigens weer zijn opgebouwd uit normale onzekerheden).

Vooralsnog wordt ervan uitgegaan dat RMK alleen rekening houdt met normale onzekerheden.

Posten uit de Leidraad [VROM, 1997], die specifiek gevoelig zijn voor onzekerheden en kunnen resulteren in relatief grote afwijkingen tussen geraamde en werkelijke kosten, zijn:

- A.5. Grondwerken (door onzekerheid van de hoeveelheid grond).
- A.6. Verwerkingskosten (door onzekerheid van de hoeveelheid grond en door onzekerheid van de verwerkingsprijs).
- B.1. Instandhouden voorzieningen (door onzekerheid van de tijdsduur van de sanering).

De kwantificering van de onzekerheden kan echter relatief eenvoudig met de in deze paragraaf beschreven methode plaatsvinden, zodat van alle voorkomende kostenposten de onzekerheid van de kostenraming in de afweging kan worden betrokken.

De onzekerheid in de kostenraming van een saneringsvariant kan worden weergegeven als een verwachtingswaarde van de raming met een standaardafwijking. Een probleem in het geval van saneringsonderzoeken is het gebrek aan voldoende gegevens om beide parameters voldoende nauwkeurig en betrouwbaar te berekenen. Voor de kwantificering van normale onzekerheden kan echter gebruik worden gemaakt van de zogenaamde *driehoekige kansdichtheidsfunctie* (zie fig. 11). Deze methode is bijzonder geschikt voor het analyseren van situaties met slechts een beperkte hoeveelheid gegevens.

Voor elke ramingspost wordt een meest waarschijnlijke of verwachte waarde (V), een laagste waarde (L) en een hoogste waarde (H) geschat. De laagste waarde is de raming van de kosten als alles meevalt, de hoogste waarde is de geschatte hoogte van de raming als alles tegenzit. Hiermee ligt de ondergrens (L) en de bovengrens (H) van de raming vast. De kansdichtheid is dan weer te geven als een driehoek waarvan de oppervlakte gelijk is aan één.

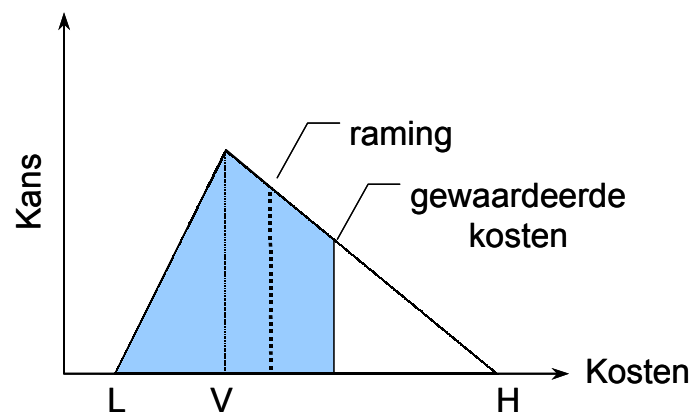


Fig. 11. Driehoeksverdeling met daarin de lage waarde (L), de verwachte waarde (V), de hoge waarde (H) en de raming. De gewaardeerde kosten zijn de raming plus k maal de standaardafwijking.

De meest eenvoudige methode om een aantal kostenposten, waarvan de kansdichtheidsfunctie is gekarakteriseerd door een driehoeksverdeling, op te tellen tot een totale raming met een verwachtingswaarde en een standaardafwijking is de volgende:

1. Per kostenpost wordt het gemiddelde berekend van L, V en H.
2. Per kostenpost wordt de variatie berekend met behulp van de volgende formule:

$$\sigma^2 = \frac{1}{18} \cdot (H^2 + L^2 + V^2 - LV - LH - HV) \quad (5.1)$$

3. De verwachtingswaarde is de optelling van alle gemiddelden zoals berekend onder 1.
4. Onder de aanname dat alle kostenposten onafhankelijk zijn is de standaardafwijking te berekenen als de wortel uit de optelling van alle varianten. Bij volledige afhankelijkheid is de standaardafwijking van de totale raming de som van alle gevonden standaardafwijkingen.

Een meer nauwkeurige uitkomst is te verkrijgen met behulp van een simulatie, omdat daarbij onder andere rekening kan worden gehouden met onderlinge afhankelijkheden. Het toepassen

van simulatietechnieken binnen spreadsheetsoftware is niet eenvoudig. Vooral nog is om deze reden gekozen voor de eerste 'analytische' methode.

In de uiteindelijke afwegingsmethodiek worden per saneringsvarianten de volgende stappen doorlopen:

1. Van de kosten per post, zoals weergegeven in de Leidraad [VROM, 1997], worden respectievelijk de lage, meest waarschijnlijke en hoge waarden geschat.
2. Voor de doorlopende kosten en vervangingskosten wordt aangegeven hoe deze schattingen liggen op de tijd-as.
3. Bij een gefaseerd saneringstraject worden ook de stichtingskosten per fase uitgezet op de tijd-as.
4. De lage, de meest waarschijnlijke en de hoge waarden worden contant gemaakt naar het beslissingsmoment. Aldus ontstaat een ramingsoverzicht met contant gemaakte lage, verwachte en hoge ramingen per kostenpost.
5. Het gemiddelde en de standaardafwijking van de totale raming worden bepaald volgens de methode beschreven eerder in deze paragraaf.

Door middel van de standaardafwijking wordt de nauwkeurigheid van de raming (als maat voor onzekerheid) inzichtelijk gemaakt. Om rekenkundig op basis van zowel verwachte kosten als onzekerheid een voorkeursaneringsvariant te kunnen selecteren, is het gewenst om beide parameters in één waarde tot uitdrukking te brengen. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van de volgende waardering per variant:

$$\text{waardering} = \text{raming} + k \cdot \sigma \quad (5.2)$$

Hier is de raming de verwachtingswaarde van de kosten, k een functie van de geëiste betrouwbaarheid en σ de standaardafwijking van de verwachtingswaarde. Onder de aanname dat de kansdichtheidsfunctie van de raming kan worden gekarakteriseerd als een normale verdeling, kan de kans (in procenten) dat een waardering kleiner of gelijk is aan de werkelijke kosten met bovenstaande formule worden berekend.

Bijvoorbeeld: Stel de verwachtingswaarde van de raming bedraagt 10 miljoen euro en de standaardafwijking 2 miljoen euro. Een waardering van $10 + 2 = 12$ miljoen euro (voor $k = 1$) heeft een kans van 15,9 % om te worden overschreden.

Van alle varianten verdient, vanzelfsprekend, de variant met de laagste waardering de voorkeur vanuit het perspectief van Kosten.

5.3 Kosten in de praktijk

Zoals hierboven is toegelicht, willen de gebruikers van RMK meestal niet alleen weten wat de totale kosten zijn (gedifferentieerd naar categorie), maar willen ze ook vaak weten wat de onzekerheid is in die kosten en wanneer die kosten optreden. De RMK-spreadsheets geven deze informatie in de vorm van figuren en tabellen. Enkele daarvan zijn hieronder weergegeven.

In figuur 12 wordt voor een fictieve variant weergegeven wat de kosten zijn per categorie. Tevens worden de onzekerheidsmarges aangegeven, alsmede de kosten bij een alternatieve disconteringsvoet van 10 %.

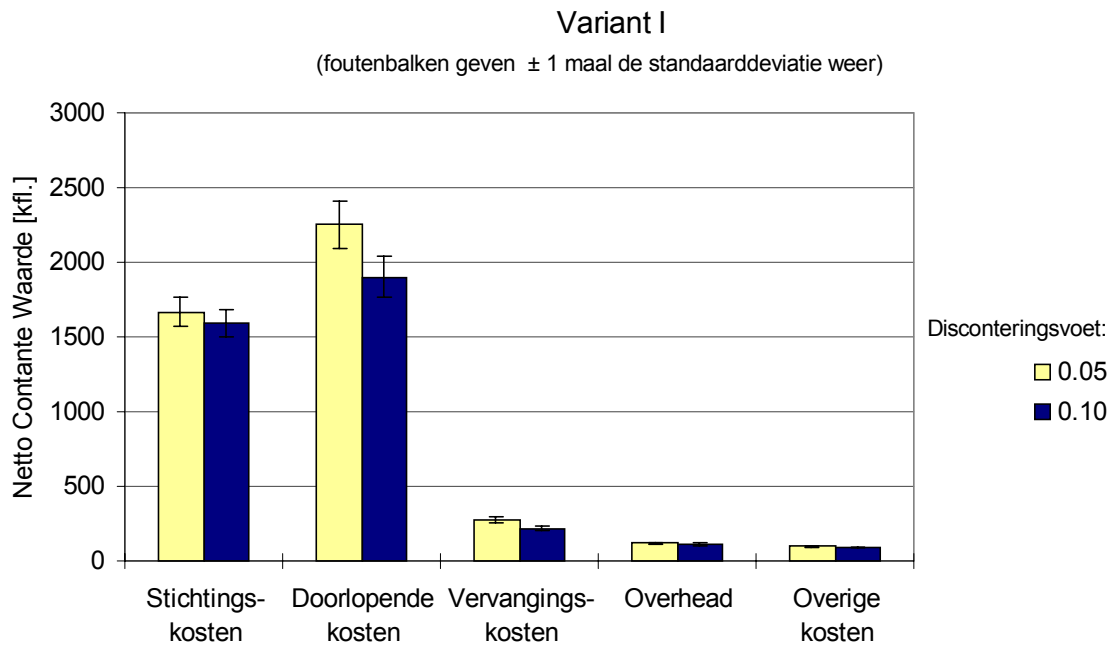


Fig. 12. Voorbeeld van de kosten, gedifferentieerd naar categorie voor een voorbeeldvariant.

De jaarlijkse kosten zijn weergegeven in figuur 13 bij drie verschillende disconteringsvoeten. Tenslotte wordt in figuur 14 een vergelijking tussen alle onderzochte varianten gegeven. Hierbij is rekening gehouden met de onzekerheidsmarges op de manier die is beschreven in 5.2.2. Dat betekent dat de kans 15,9 % is dat de kosten hoger zijn dan weergegeven in deze grafiek.

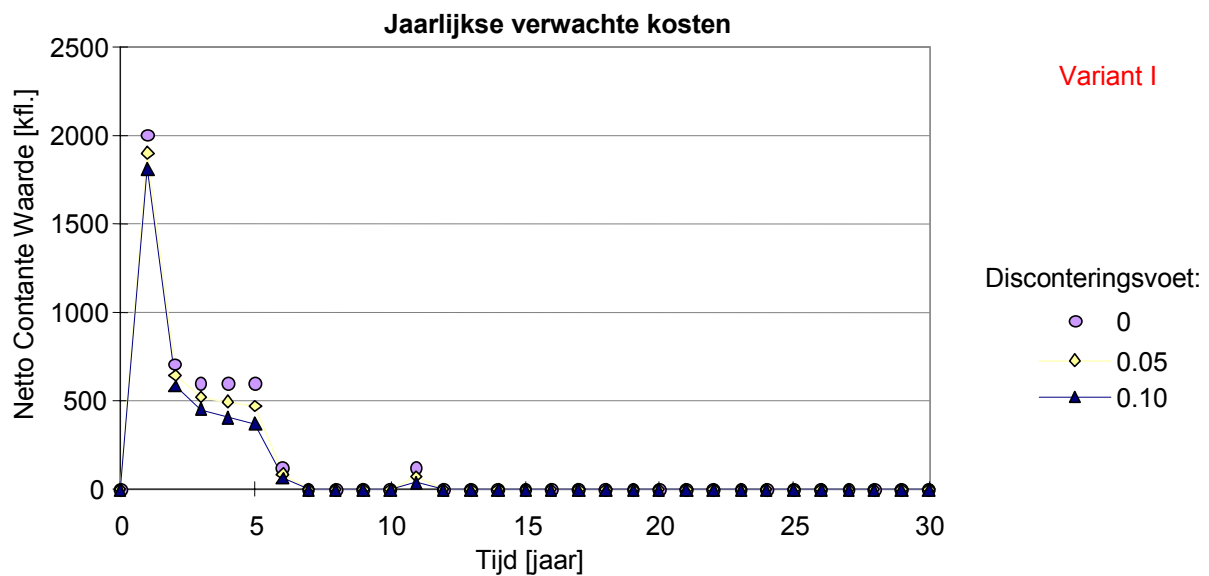


Fig. 13. In deze figuur wordt getoond welke kosten er per jaar worden verwacht. In dit voorbeeld treden de meeste kosten tussen het eerste en het tweede jaar op.

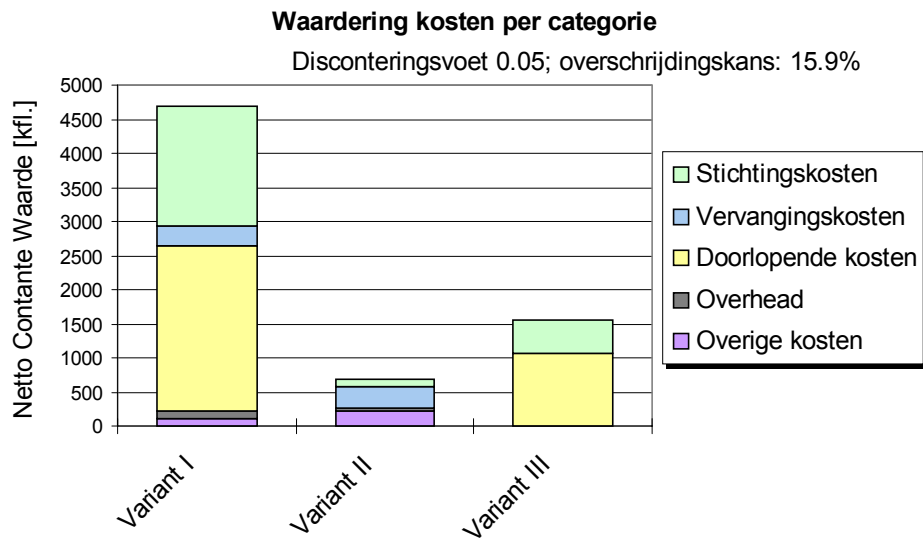


Fig. 14. De kosten voor drie voorbeeldvarianten worden hier weergegeven. De kans dat de kosten van de getoonde varianten worden overschreden is 15,9 %.

HOOFDSTUK 6

BESLISSEN MET RMK

De vorige hoofdstukken hebben laten zien op welke wijze de indices voor R, M en K kunnen worden berekend voor een saneringsvariant. Dit hoofdstuk laat zien wat deze indices kunnen betekenen bij het kiezen tussen verschillende varianten. Hiervoor is geen vastomlijnde methode mogelijk, zoals bij het berekenen van de indices. Omdat de betrokken actoren en de context voor elk geval verschillend is, kunnen hier alleen algemene aanwijzingen worden gegeven over de manier waarop RMK kan worden toegepast.

De keuze voor een bepaalde variant is een typisch voorbeeld van een meerdoelstellingsprobleem. In het ideale geval wordt die variant gekozen die de hoogste scores heeft voor Risicoreductie en Milieuverdienste en de laagste voor Kosten. Helaas is in de praktijk zelden zo'n variant aanwezig en moeten deze drie factoren dus tegen elkaar worden afgewogen. Toch kan RMK hulp bieden bij deze afweging. De indices R, M en K kunnen namelijk:

- op een overzichtelijke manier aangeven wat de gevolgen zijn van de sanering voor elke variant;
- structuur aanbrengen en vereenvoudigen van de keuze (reductie van varianten) in de besluitvorming;
- de situatie inzichtelijk maken voor besluitvormers.

In figuur 15 wordt een mogelijke uitkomst weergegeven. Variant I scoort erg goed op Risicoreductie en Milieuverdienste, maar dit gaat gepaard met hoge kosten. Variant II scoort slechter op Milieuverdienste, maar is veel goedkoper en variant III is in dit geval inefficiënt: de scores op R en M zijn lager dan bij variant II en bovendien is variant III aanmerkelijk duurder. De vraag is nu welke strategieën mogelijk zijn voor het kiezen tussen de overgebleven varianten (I en II). Dit wordt hierna verder uitgewerkt.

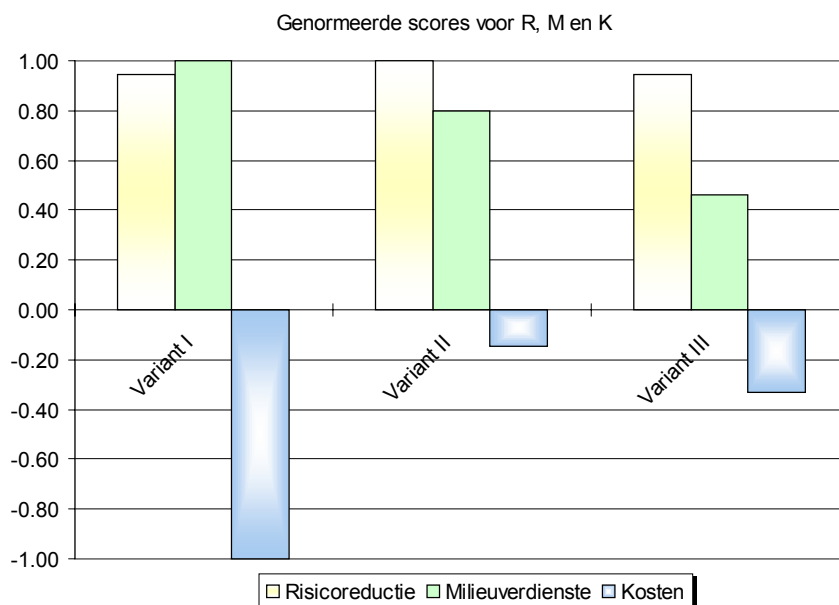


Fig. 15. Fictief voorbeeld met resultaten voor R, M en K voor drie varianten.

Er zijn drie criteria die vooral van belang zijn als de RMK-methodiek in het besluitvormingsproces wordt meegenomen. Dit zijn:

1. De mate waarin de RMK-methodiek alle relevante belangen dekt. Bij sommige besluiten kan het bijvoorbeeld belangrijk zijn om de klachten van omwonenden over mogelijke geluidsoverlast mee te laten tellen naast de RMK-resultaten. Hierdoor kunnen bepaalde varianten een relatieve voorkeur krijgen ten opzichte van de andere, vergeleken met de scores voor R, M en K alleen.
2. Een expliciete beslisregel kan worden toegepast die het relatieve belang aangeeft van R, M en K. Voorbeelden van dergelijke beslisregels zijn:
 - kies het alternatief met de hoogste Risicoreductie en Milieuverdienste dat goedkoper is dan 1 miljoen euro;
 - kies de variant die het risico zo efficiënt mogelijk vermindert, dat wil zeggen de variant met de maximale ratio tussen Risicoreductie en Kosten, mits de Milieuverdienste positief is;
 - selecteer de variant met het hoogste milieurendement, dat wil zeggen de hoogste Milieuverdienste per geïnvesteerde euro (M/K);
 - selecteer de goedkoopste variant met een behoorlijke Risicoreductie, ongeacht de score op Milieuverdienste;
 - selecteer de variant met de hoogste gewogen som voor de drie indices (Kosten tellen dan negatief).
3. De mate waarin de evaluatie het resultaat is van een formele analyse, zoals de bovengenoemde beslisregels, of van een compromis dat tot stand is gekomen na onderhandeling tussen de belangrijke actoren (zoals de probleembezitter, opdrachtgever en het bevoegd gezag) in het beslisproces.

Samengevat betekent dit dat de uiteindelijke kwaliteit van een saneringsvariant in een bepaalde beslisomgeving, een functie is van de scores op R, M en K en ander factoren buiten RMK. Op basis van het voorgaande zijn er verschillende benaderingen voor de beslissing op basis van de RMK-resultaten. Deze benaderingen zijn gecategoriseerd in tabel 5.

Tabel 5. Benaderingen voor het gebruik van de RMK-indices in besluitvormingsprocessen.

	RMK is toereikend om de beslissing te maken	andere factoren spelen een rol in het besluitvormingsproces
de beslisregel is expliciet bekend als een functie van R, M en K	1. de varianten worden beoordeeld aan de hand van de beslisregel en vervolgens gerangschikt van geschikt naar ongeschikt.	2. de varianten worden beoordeeld aan de hand van de beslisregel en vervolgens gerangschikt van geschikt naar ongeschikt; de beslisregel kan worden uitgebreid met andere factoren (bijvoorbeeld geluidsoverlast), of deze factoren kunnen naast RMK een rol spelen als additionele informatie
de beslisregel wordt niet expliciet gemaakt	3. de beoordeling tussen de varianten wordt gebaseerd op de RMK-resultaten, maar de voors en tegens worden bediscussieerd tussen de beslis-sers tijdens de onderhandelingen	4. de beoordeling tussen de varianten wordt gebaseerd op de RMK-resultaten en andere factoren, maar de voors en tegens worden bediscussieerd tussen de beslis-sers tijdens de onderhandelingen

De scheiding tussen deze vier gevallen is in de praktijk uiteraard meestal minder scherp dan tabel 5 doet geloven. Soms wordt bijvoorbeeld een deel van de beslisregel expliciet gemaakt (bijvoorbeeld het maximaliseren van de kosteneffectiviteit voor Risicoreductie), terwijl andere factoren een rol spelen in de onderhandeling (bijvoorbeeld de rol van Milieuverdienste). In de handleiding "Werken met RMK" worden enkele cases ter illustratie van de methodologie behandeld.

LITERATUUR

ASTM, 1995.

Standard guide for risk-bases corrective action applied at petroleum release sites.
ASTM E-1739, Philadelphia PA: American Society for Testing and Materials.

Beinat, E., M.A. van Drunen, R. Janssen, M.H. Nijboer, J.G.M. Koolenbrander, J.P. Okx en A.R. Schütte, 1998.

The REC decision support system for comparing soil remediation alternatives - Phase 2: A methodology based on Risk reduction, Environmental merit and Costs.
CUR/NOBIS-rapport 95-1-03, CUR/NOBIS, Gouda.

Berg, R. van den., 1991.

Exposure of man to soil contamination. A qualitative and quantitative analysis, resulting in proposals for human-toxicological C-values.
RIVM-rapport nr. 725201006, RIVM, Bilthoven.

Berg, R. van den, 1993.

Assessment of risks to man and the environment in case of exposure to soil contamination.
RIVM-rapport nr. 725201010, RIVM, Bilthoven.

Berg, R. van den en C.A.J. Denneman, 1993.

Risk assessment of contaminated soil: proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria.

In: Proceedings of the Fourth International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. Ahrendt, F., G.J. Annokée, R. Bosman en W.J. van den Brink (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

CONCAWE, 1997.

European Oil Industry Guideline for Risk-Bases Assessment of Contaminated Sites.
CONCAWE rapport nr. 2/97, Brussel.

ECETOC, 1990.

Hazard assessment of chemical contaminants in soil.
Ecetoc, Brussel.

Ferguson, C. en J. Denner, 1993.

Soil guideline values in de UK: new risk-based approach.

In: Proceedings of the Fourth International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. Ahrendt, F., G.J. Annokée, R. Bosman en W.J. van den Brink (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Janssen, R., 1992.

Multiobjective decision support for environmental management.
Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 232.

Kolkman, X.I., 1997.

Besluitvorming rond saneringsalternatieven; een analyse van het beslisproces.
TAUW-rapport nr. R0076686.1/XIK, Taww bv.

Koolenbrander, J.G.M., 1995.
Urgentie van bodemsanering. De handleiding.
Staatsuitgeverij, Den Haag.

Nijboer, M.H., M.A. van Drunen, A.R. Schütte, E. Beinat, J.G.M. Koolenbrander en J.P. Okx, 1998.

Het beslissingsondersteunende systeem RMK voor het beoordelen van varianten voor bodemsanering - Fase 2: Een methodiek gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten.
CUR/NOBIS-rapport 95-1-03, CUR/NOBIS, Gouda.

Nijhof, A.G., R. Theelen, A. Weenk, R. Janssen, E. Beinat, C.E.H.M. Buijs en A.J.M. Schelwald-van der Kley, 1996.

REC-method. Risk reduction, Environmental Merit and Costs - Phase 1.
CUR/NOBIS-rapport 95-1-03, CUR/NOBIS, Gouda.

Straalen, N.M. van en C.A.J. Denneman, 1989.
Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria.
Ecotoxicology and Environmental Safety (18), pp. 241-251.

VROM, 1997.
Leidraad Bodembescherming.
Ministerie van VROM, Staatsuitgeverij, Den Haag.

Te raadplegen literatuur

Adriaanse, A., 1993.
Environmental policy performance indicators.
SDU, Den Haag.

Beinat, E., 1997.
Value functions for environmental management.
Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 242.

Bockting, G.J.M., F.A. Swartjes, J.G.M. Koolenbrander, R. van den Berg, 1994.
Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen.
Volume on Environmental merit, a land-use-specific method for assessing human exposure.

Brealey, R.A. en S.C. Meijers, 1991.
Principles of corporate finance.
McGraw-Hill.

Cappenberg, A.J.H., 1993.
Milieurendement bij het beoordelen van bodemsaneringsalternatieven.
Dissertatie TU Delft, Faculteit Civiele Techniek.

CROW/RAW, 1996.
Standaard RAW bepalingen.
CROW/RAW.

Corten, F.G.P., B. van den Haspel, Kreuzberg, H.J.W. Sas en G. de Wit, 1994.
Weging van milieu-effecten voor het produktbeleid.
CE, Delft.

- Denneman, C.A.J. en C.A.M. Gestel, 1990.
Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's.
RIVM-rapport 725201001, RIVM, Bilthoven.
- Evaluatienota, 1994.
Evaluatienota water.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 21250, nrs. 27-28, Appendix 1.
- Heijungs, R., 1992.
Environmental life cycle assessment of products.
CML, Leiden.
- Herwijnen, M. van, P. Rietveld, K. Thevenet en R. Tol, 1995.
Sensitivity analysis with interdependent criteria for multi criteria decision analysis.
Multi Criteria Decision Making, 4, pp. 57-70.
- Janssen, R. en M. Herwijnen, 1994.
DEFINITE, Decisions on a finite set of alternatives.
Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Kortman, J.G.M., E.W. Lindeijer, H.J.W. Sas en M. Sprengers, 1994.
Towards a single indicator for emissions.
Publication series on product policy, Ministerie van VROM.
- Laar, H.T.M. van de, H.G.A. van den Elsen en R.H.J. Korenromp, 1995.
Levenscyclusanalyse en keuze saneringsmethode.
TAUW-rapport nr. R3341658.T01/HLA, Tauw bv.
- Lim, B. en E.W. Lindeijer, 1994.
Milieubeoordeling van beglazingssystemen.
IVAM, Amsterdam.
- Mullekom, P.W.M. van en R. Nieuwenhuis, 1995.
Doelmatigheid van saneringsvarianten. Een integrale afwegingsmethodiek voor bodemsaneringsvarianten.
Provincie Utrecht.
- Rees, D.G., 1987.
Foundations of statistics.
Chapman and Hall, Londen.
- Rios Insua, D., 1990.
Sensitivity analysis on multi-objective decision making.
Springer, Berlijn
- RIVM, 1991.
Zorgen voor morgen. Nationale milieuverkenning 1995-2010.
RIVM, Bilthoven.

Tenner, W.A., A.C. Belfroid, A.G.M. van Hattum en H. Aiking, 1997.
Ecologische aspecten bij het bodemsaneringsbeleid in Amsterdam.
Bureau Stadsecologie Amsterdam, Instituut voor Milieuvraagstukken, R97-08.

Veerkamp, W., 1994
HESP User Guide version 2.10.
SIPM, Den Haag.

Vermeire, T.G., 1991.
Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden.
Addendum aan rapport 725201005, RIVM-rapport 715801001, RIVM, Bilthoven.

Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw en P.J.C.M. Janssen, 1991.
Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden.
RIVM-rapport 725201005, RIVM, Bilthoven.

VROM, 1988.
Nationaal Milieubeleidsplan.
Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM, 1989.
Bestemmen met beleid. Nieuwe mogelijkheden voor het bestemmingsplan.
Ministerie van VROM, SDU, Den Haag.

Waitz, M.F.W., J.I. Freijer, P. Kreule en F.A. Swartjes, 1996.
The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds.
RIVM-rapport 715810014, RIVM, Bilthoven.

BIJLAGE A

RMK: TOOLS VAN RMK VOOR HET AFWEGINGSPROCES VAN BODEMSANERING

Auteurs: dr.ir. A.J.C. Sinke en drs. A.B.M. Stax (TNO-MEP)

INHOUD

Hoofdstuk	A1	TOOLS VAN RMK IN HET AFWEGINGSPROCES	1
	A1.1	Afwegingsproces en informatievoorziening	1
	A1.2	Fases	1
	A1.3	Tools als ondersteuning en eisen aan de tools	2
Hoofdstuk	A2	CHECKLIST "ONTWERPEN MET RMK"	3
	A2.1	Doel van de checklist	3
	A2.2	Uitwerking van de opzet	3
	A2.3	Onderhoud aan de checklist	3
Hoofdstuk	A3	QUICK-SCAN RMK	5
	A3.1	Principe van de quick-scan	5
	A3.1.1	Doel en opzet van de quick-scan	5
	A3.1.2	Resultaat van de quick-scan	6
	A3.2	Opzet van de invoer	6
	A3.2.1	Risicoreductie	6
	A3.2.2	Milieuverdiensite	9
	A3.2.3	Kosten	9
	A3.3	Uitvoer van de quick-scan	11
	A3.3.1	Volledigheid en nauwkeurigheid	11
	A3.3.2	Uitvoer van de rekenstap	11
	A3.3.3	Uitvoer van de spreadsheet als kaart	11
Hoofdstuk	A4	RMK-KAART	13
	A4.1	Inleiding	13
	A4.2	Niveaus voor presentatie	14
	A4.3	Voorbeeld van een mogelijke toepassing	14
Hoofdstuk	A5	CONCLUSIES EN AANPAK VOOR DE UITWERKING	15
	A5.1	Conclusies	15
	A5.2	Aanpak voor de uitwerking	15
		LITERATUUR	17

TOOLS VAN RMK IN HET AFWEGINGSPROCES

A1.1 Afwegingsproces en informatievoorziening

Bij bodemsanering draait het om het vinden van de bodemsaneringsvariant die voldoet aan de wettelijke eisen en zo goed mogelijk voldoet aan de eisen van de opdrachtgever. Daarbij moet worden gedacht aan het vereiste saneringsresultaat, de doorlooptijd van de sanering en de kosten.

In het proces van het zoeken naar de meest geschikte variant, worden meerdere varianten met elkaar vergeleken. Eerst vindt de vergelijking plaats op hoofdlijnen in de fase van het saneringsonderzoek. Dan wordt een groter aantal varianten vergeleken. Naarmate het proces vordert, vallen varianten af. De overgebleven varianten worden in meer technische details uitgewerkt. In de fase van het saneringsplan wordt één variant uitgewerkt. Deze variant wordt in de praktijk gerealiseerd.

Behoeftte aan informatie

De behoefte aan informatie kan dus sterk uiteenlopen. In de loop van het project zullen gedachten worden gevormd, vindt visualisatie plaats en wordt getoetst aan de uitgangspunten. Dit is een cyclisch proces. Hierbij is behoefte aan uiteenlopende informatie. RMK biedt daarbij een denkmethode in de zin van de elementen 'R', 'M' en 'K'.

Probleemstelling

Het RMK-rekentool zal echter niet altijd worden gebruikt. Juist in de fase van het saneringsonderzoek is er behoefte aan snelle informatie die een globaal beeld geeft. Gedetailleerde informatie is dan nog niet beschikbaar. Het RMK-rekentool is dan te gedetailleerd. Er is behoefte aan snellere en globalere informatie.

De opzet van zulke tools is in dit rapport beschreven.

Doelstelling

De doelstelling van dit rapport is om de eerste opzet van tools, afgeleid van het RMK-gedachtegoed, te geven die de gewenste informatie voor verschillende stadia van het ontwerpproces van saneringsvarianten geven.

A1.2 Fases

In het rapport "Invoeringsscenario's voor RMK in ontwerp" [Merkx en Rip, 1999] is het schema opgenomen zoals wordt weergegeven in figuur A1. Daaruit blijkt dat de informatiebehoefte verandert naarmate het project vordert.

Uit figuur A1 wordt duidelijk dat het RMK-rekentool met name in de fase van het saneringsplan (= SP) zal worden gebruikt. Tools, zoals een checklist of quick-scan, worden met name bij saneringsonderzoek (= SO) gebruikt.

Het aantal varianten, dat in de loop van het project wordt beschouwd, neemt af van circa 6 naar uiteindelijk 1 variant. Er wordt gewerkt van grof naar fijn. Dat is toegevoegd aan de oorspronkelijke figuur in het rechterdeel van figuur A1.

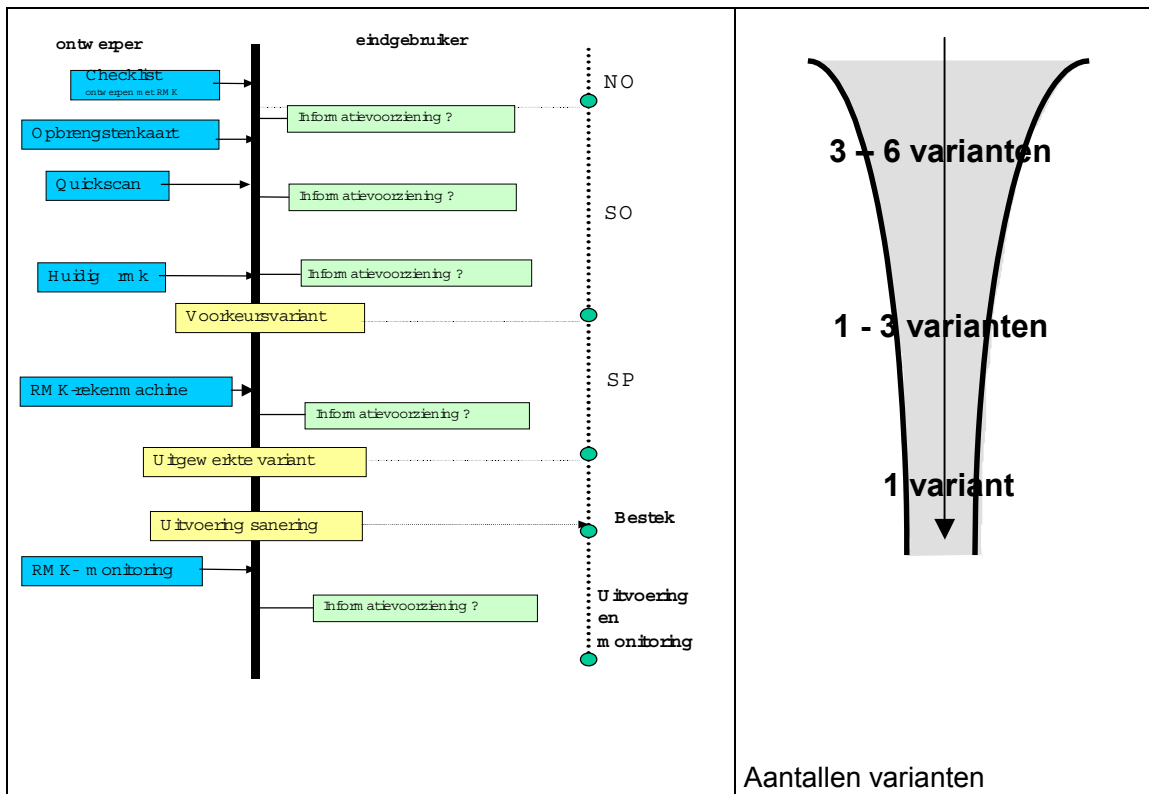


Fig. A1. Schema van mogelijke tools binnen complexe saneringen.

A1.3 Tools als ondersteuning en eisen aan de tools

Uit de beschouwing van het ontwerpproces kan worden afgeleid dat er behoefte is aan onderstaande tools bij de keuze van saneringsvarianten:

- *Checklist "Ontwerpen met RMK"* om inzichtelijk te maken wat de mogelijke voor- en nadelen zijn van saneringsalternatieven, zodat in een vroeg stadium op basis van de RMK-criteria kan worden nagedacht over de effectiviteit van saneringsalternatieven.
- *Quick-scan* om een globale beoordeling van saneringsalternatieven te geven op basis van de RMK-aspecten met een beperkte hoeveelheid invoergegevens.
- *Visualisatie* van de resultaten van de quick-scan. Met visualisatie wordt bedoeld: het maken van een kaart die de resultaten weergeeft van de quick-scan.

Eisen aan de tools

Het zal duidelijk zijn dat deze tools dienen om het ontwerpproces te ondersteunen. Ook zal het duidelijk zijn dat de tools een koppeling hebben met het RMK-rekentool. Gebruik van deze tools moet mogelijk zijn als men enige kennis van RMK heeft. Ook andersom werkt dat: als de tools worden gebruikt, moet het eenvoudig(er) zijn om later RMK te gaan gebruiken.

De bovengenoemde producten zijn in de volgende hoofdstukken verder uitgewerkt.

CHECKLIST "ONTWERPEN MET RMK"

A2.1 Doel van de checklist

Het doel van deze checklist is om de ontwerper binnen het ontwerpproces van saneringsvarianten na te laten denken over de effectiviteit van de keuzes binnen het ontwerpproces in relatie tot Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten.

Gebruik van de checklist

Deze checklist kan óók worden gebruikt door opdrachtgevers voor het stellen van vragen over keuzes in het ontwerpproces. Te denken valt aan vragen zoals "Is er nagedacht over de minimalisatie van de grondwateronttrekking?". De ontwerpregels in de checklist "Ontwerpen met RMK" zijn gebaseerd op opgedane ervaringen met het ontwerpproces en RMK. Het is goed mogelijk dat de regels in een specifiek geval niet gelden of dat er nieuwe en andere regels mogelijk zijn.

Deze checklist is daarom **niet** geschikt voor:

- het bekijken of een saneringsvariant technisch haalbaar is;
- de legitimatie voor keuzes in het ontwerpproces ("ik heb de checklist "Ontwerpen met RMK" gebruikt, dus is dit een goede saneringsvariant");
- de vervanging van het denkproces bij het ontwerp van saneringsvarianten.

Kortom, men moet zich realiseren dat het een checklist is.

A2.2 Uitwerking van de opzet

De checklist gaat uit van items van de mogelijke effecten van verschillende saneringsmaatregelen op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten. In dit project is een eerste uitwerking van de checklist gegeven.

De checklist is opgezet met als principe:

- werken van grof naar fijn;
- uitwerking geven aan de aspecten Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten.

Een eerste versie van de checklist "Ontwerpen met RMK" is weergegeven in bijlage B.

A2.3 Onderhoud aan de checklist

De bovenstaande opzet van de checklist sluit nauw aan bij de systematiek van RMK. Door middel van suggesties, die desgewenst te koppelen zijn aan de concept- dan wel techniekeuze, wordt de checklist praktisch. Het vraagt echter ook om regelmatig onderhoud om de checklist actueel te houden. Dit onderhoud zou gekoppeld kunnen worden aan het kennis- en beheersplatform voor RMK. Nieuwe suggesties kunnen hierdoor worden toegevoegd aan de checklist en bestaande suggesties verbeterd.

QUICK-SCAN RMK

A3.1 Principe van de quick-scan

A3.1.1 Doel en opzet van de quick-scan

De quick-scan RMK is een ontwerpgereedschap dat voor twee doeleinden kan worden gebruikt:

- de quick-scan levert een snelle kwalitatieve beoordeling op R, M en K van globale saneringsontwerpen;
- de quick-scan levert de mogelijkheden om op basis van deze beoordeling een eerste schifting te maken in deze ontwerpen.

Met andere woorden: de quick-scan wordt gebruikt bij het saneringsonderzoek om veelbelovende ontwerpen te toetsen en te vergelijken met elkaar op RMK-aspecten, ten behoeve van de selectie.

De quick-scan wordt gekenmerkt door een geringere informatiebehoefte dan het volledige RMK-rekentool. De quick-scan geeft in tegenstelling tot de checklist een eerste globale RMK-beoordeling van saneringsalternatieven. De checklist brengt enkel mogelijke voor- en nadelen van saneringsalternatieven in kaart, terwijl de quick-scan een daadwerkelijke (kwalitatieve) score aan de alternatieven toekent. De basis van beide is gelegen in het RMK-gedachtegoed.

Op basis van de verzamelde informatie vindt een "rekenstap" plaats (zie fig. A2). Het woord "rekenstap" wordt tussen aanhalingstekens geplaatst, omdat er eerder sprake zal zijn van het werken met vuistregels. Echt rekenen is lastig, omdat veel concrete getalsmatige informatie vooralsnog ontbreekt. De invoer is daarvoor te grof.

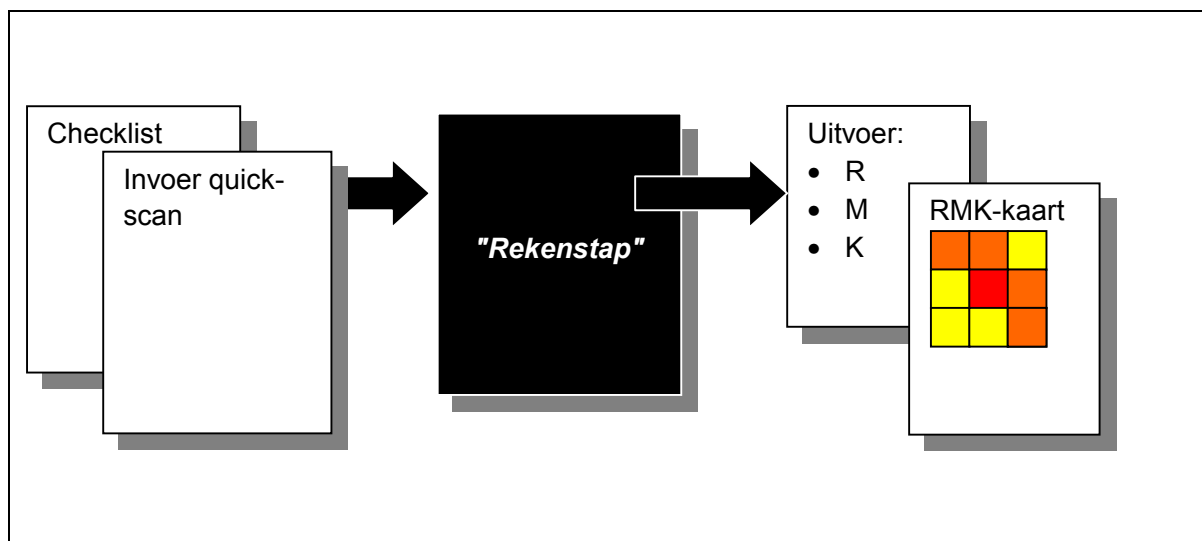


Fig. A2. Opzet van de quick-scan in relatie tot de checklist en de RMK-kaart.

De quick-scan kan relatief snel worden uitgevoerd, omdat de informatiebehoefte veel geringer is dan voor het volledige RMK-instrument en de beoordeling voornamelijk kwalitatief plaatsvindt.

Aangezien er alleen kwalitatieve informatie wordt ingevoerd, kan dit door middel van het stellen van vragen aan de gebruiker worden geordend. Een eenvoudig formulier, of een eenvoudige software-tool, zal de gebruiker daarbij helpen.

A3.1.2 Resultaat van de quick-scan

Het resultaat van de quick-scan is:

- *Een resultaat in de vorm van een 'berekening'*
Deze berekening is analoog aan de berekening die RMK uitvoert, maar aanzienlijk minder nauwkeurig. De vorm van de uitvoer (qua beeldschermopbouw) kan gelijk zijn aan de vorm van de uitvoer van het RMK-rekentool. In tabel A4 is een voorbeeld gegeven.
- *Input voor een kaart*
Als matrices worden doorgerekend, kan er een kaart van de uitkomsten worden gemaakt. Net als bij RMK het geval is, kan de kaart bestaan uit meerdere lagen. Samen vormen ze de RMK-uitkomst.

De uitwerking in de vorm van een kaart is als principe in figuur A3 weergegeven. Naarmate meer berekeningen worden uitgevoerd (nu zijn er negen gevisualiseerd), kan de kaart nauwkeuriger worden maar vraagt dan ook meer van de invoer.



Fig. A3. Voorbeeld van de uitvoer van de quick-scan in kaartvorm (RMK-kaart) na de sanering.

A3.2 Opzet van de invoer

Er wordt nu gedacht aan een spreadsheet om de quick-scan mee te maken. Daarin worden vragen gegroepeerd in thema's (algemene informatie, nulsituatie, R-aspecten, M-aspecten, enz.). Per thema wordt de informatie gevraagd aan de gebruiker.

De uitwerking voor de algemene informatie en de nulsituatie is nu niet gedaan. Deze uitwerking zal namelijk voor de hand liggen. Voor de RMK-aspecten is daarentegen een korte uitwerking gegeven.

A3.2.1 Risicoreductie

Bestaande situatie

De bestaande situatie moet in beeld worden gebracht. Om dit eenvoudig te kunnen doen, wordt voorgesteld om te werken met de groepen stoffen die ook in "Van trechter naar zeef: afwegingsproces saneringsdoelstelling" [SDU, 1999] zijn opgenomen (zie tabel A1).

Tabel A1. Bodemgebruikswaarden per bodemgebruiksvorm.

	streefwaarde	bodemgebruiksvorm				interventiewaarde
		I	II	III	IV	
arseen	29	40	40	n.v.t.	maatwerk per geval	55
cadmium	0,8	1	12	n.v.t.	maatwerk per geval	12
chromium	100	300	380	n.v.t.	maatwerk per geval	380
koper	36	80	190	n.v.t.	maatwerk per geval	190
kwik	0,3	2	10	n.v.t.	maatwerk per geval	10
lood	85	85	290	n.v.t.	maatwerk per geval	530
nikkel	35	50	210	n.v.t.	maatwerk per geval	210
zink	140	350	720	n.v.t.	maatwerk per geval	720
PAK (10 VROM)	1	2	40	n.v.t.	maatwerk per geval	40
DDT/DDD/DDE	0,0025	2,5	4	n.v.t.	maatwerk per geval	4
drins	0,005	0,2	4	n.v.t.	maatwerk per geval	4
andere stoffen	-			n.v.t.	maatwerk per geval	-

- I wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen
- II extensief gebruikt (openbaar) groen
- III bebouwing en verharding
- IV landbouw en natuur

Op basis van tabel A1 kan de huidige situatie van de bodemverontreiniging worden ingevoerd. Om het invoeren eenvoudig te maken, kan hiervoor een tabel worden ingevuld (zie tabel A2). Per diepte wordt met kruisjes aangegeven wat de huidige verontreinigingsgraad is. Desgewenst zou ook met getallen ingevoerd kunnen worden. De verontreinigingsgraad kan gedifferentieerd naar diepte worden ingevoerd. In "Van trechter naar zeef: afwegingsproces saneringsdoelstelling" [SDU, 1999] zijn richtwaarden aangehouden voor de dikte van de leeflaag. Daarop kan worden aangesloten.

Tabel A2. Invoer van de bestaande verontreiniging van de bodem.

verticale verspreiding ⇒⇒⇒	bodem 0 - 50 m-mv				bodem 50 - 150 m-mv				bodem > 150 cm			
	< S	< ½(S+I)	< I	> I	< S	< ½(S+I)	< I	> I	< S	< ½(S+I)	< I	> I
aanwezige concentraties ⇒⇒⇒ groep stoffen ↓↓↓												
• ..				X			X		X			
• zink			X		X				X			
• PAK (10 VROM)		X				X						X
•	X				X				X			

verticale verspreiding ⇒⇒⇒	grondwater			
	< S	< ½(S+I)	< I	> I
aanwezige concentraties ⇒⇒⇒ groep stoffen ↓↓↓				
• ..			X	
• zink				X
• PAK (10 VROM)	X			
•	X			

Op grond van "Van trechter naar zeef: afwegingsproces saneringsdoelstelling" [SDU, 1999] kan dan in een spreadsheet eenvoudig worden bepaald welke bodemgebruiksvorm in de huidige situatie van toepassing is. Ook wordt zo eenvoudig inzichtelijk welke stof(fen) een gunstiger bodemgebruiksvorm in de weg staat(n).

Binnen de RMK-rekentool worden gebruiksscenario's onderscheiden. De gebruiksscenario's en de bodemgebruiksvorm kunnen aan elkaar worden gekoppeld. Dat is in tabel A3 weergegeven.

Tabel A3. Koppeling van gebruiksscenario's in RMK en bodemgebruiksvormen.

gebruiksscenario's urgentiesystematiek en RMK	bodemgebruiksvorm [SDU, 1999]
• wonen met moestuin	• I: wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen
• wonen met tuin (VNG)	• I: wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen
• kamperen • kleedruimten en clubhuizen (VNG) • zomerhuisjes (VNG) • sportaccommodaties en voorzieningen	• I: wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen
• sportvelden, speelweiden • braakliggende terreinen • parken en plantsoenen • perken tussen woningen	• II: extensief gebruikt (openbaar) groen
• wegen en bruggen • spoorwegen • parkeervoorzieningen • trottoirs en paden en bermen • verlichting en andere voorzieningen	• II: extensief gebruikt (openbaar) groen
• winkelcentrum • kantoorcomplex • industrieterrein	• III: bebouwing en verharding
• utiliteitsbouw • winkels met bovenwoning • ziekenhuizen	• III: bebouwing en verharding
• scholen • culturele centra en theater	• III: bebouwing en verharding

Deze relatie valt vooralsnog overigens moeilijk te leggen, aangezien de bodemgebruikswaarden veelal een ecologische achtergrond hebben (HC₅₀).

De mogelijke bodemgebruiksvorm kan eenvoudig worden berekend. De blootstelling kan worden bepaald op grond van de gebruiksscenario's in combinatie met de concentraties verontreinigingen in de bodem. Binnen de quick-scan zal hiervoor nog een formularium moeten worden opgesteld.

Verschillen in ruimtegebruik of verschillen in de aard en omvang van de verontreiniging kunnen bijvoorbeeld in spreadsheets worden ingevoerd. Zoiets is eenvoudig uitvoerbaar binnen Excel. RMK is ook in Excel geprogrammeerd. Zie verder hoofdstuk A4 over de RMK-kaart.

Saneringsresultaat

Het verwachte saneringsresultaat wordt ingevoerd met behulp van eenzelfde soort tabel als die is gebruikt voor het invoeren van de bestaande situatie. In aanvulling daarop wordt aangegeven in welk tijdsbestek dit resultaat wordt bereikt. Hier is, als nauwkeurige informatie ontbreekt, een inschatting van een deskundige voor nodig.

Voor complexe situaties kunnen er weer ruimtelijke verschillen zijn in de in te zetten sanerings-techniek. Ook hiervoor geldt dat door middel van invoer in een spreadsheet dit eenvoudig inzichtelijk kan worden gemaakt.

De checklist geeft aan welke techniek voor welke omstandigheden geschikt kan zijn.

A3.2.2 Milieuverdiensite

Milieuverdiensite wordt bepaald op basis van dezelfde aspecten alsook in RMK het geval is. Dit betreft de volgende items inzake positieve Milieuverdiensite en de bijbehorende invoer:

- *M1: Verbetering van grondkwaliteit*
Door bij het invoeren van de huidige situatie bij item 'Risicoreductie' ook de volumes aan grond te vermelden, kan de verbetering van de grondkwaliteit eenvoudig worden uitgerekend in de vorm van genormaliseerde vrachten (kg).
- *M2: Verbetering van grondwaterkwaliteit*
Net als voor de verbetering van grondkwaliteit kan ook hier de vracht eenvoudig worden uitgerekend.

De overige aspecten worden in dit stadium in principe niet meegenomen, aangezien zij veelal bij het keuzeproces, waarin de quick-scan zich bevindt, een ondergeschikte rol spelen. Op basis van de ervaringen kan namelijk worden gesteld dat optimalisatie in de fase van het sanerings-onderzoek met name gebeurt op grond van de positieve Milieuverdiensites. In een later stadium vindt pas optimalisatie plaats op grond van de negatieve Milieuverdiensites.

Naar aanleiding van de ontwikkelingen binnen BEVER met betrekking tot de stabiele eind-situatie zou wel kunnen worden gekeken of de negatieve Milieuverdiensites hier een plaats zouden kunnen krijgen.

A3.2.3 Kosten





De invoer voor kosten bestaat uit:

- *Duur van de sanering*
Dit is van belang om de jaarlijkse kosten te kunnen berekenen.
- *Geschatte kosten*
Een deskundige kan een schatting geven van de te verwachten totale kosten. Daarbij kan desgewenst een onderscheid worden gemaakt in de verschillende kostenposten (stichtingskosten, doorlopende kosten, vervangingskosten, overhead, ...) die het RMK-rekentool ook onderscheidt.
- *Keuze van de saneringstechniek*
De saneringstechniek wordt dan direct gekoppeld aan een kostenpatroon. Zo zal ontgraving eenmalig kosten met zich meebrengen. Een IBC-sanering zal eeuwigdurend kosten met zich meebrengen. Een in situ sanering kan gedurende enkele jaren kosten betekenen. De quick-scan zal enkele defaultkostenpatronen moeten kennen. Enkele voorbeelden zijn in figuur A4 gegeven.

De combinatie van deze drie factoren (duur, kosten en techniek) geeft een kostenverloop over 30 jaar. De kosten kunnen dan per jaar worden uitgerekend.

De verdisconteringsvoet en overschrijdingskans kunnen beter als defaultwaarde in de berekening worden opgenomen. Dit om de quick-scan voor de gebruiker eenvoudig te houden.

Tabel A4. Voorbeeld van de uitvoer van de quick-scan in tabelvorm

varianten	Risicoreductie			Milieuverdienste						Kosten		
	BGV nu	BGV straks	sanerings-techniek	M1: verbetering van grondkwaliteit (m ³)	M2: verbetering van grondwaterkwaliteit (m ³)	energieverbruik en lucht-emissie	oppervlaktewaterverontreiniging	afval (m ³)	ruimtebeslag (m ² · jaren)	duur van sanering (jaren)	totale kosten	kostenpatroon
• variant ..	III	I	ontgraven: MF	2.500	0	◆◆◆◆	-	1.000	1.000	1	1.000.000	
• variant Q	III	II	IBC	0	0	◆◆	◆◆◆◆	250	15	> 30	2.500.000	
• variant R	III	I	in situ	2.500	0	◆	◆◆	10	4.000	20	500.000	
• variant	III	I	in situ	2.500	0	◆◆◆◆◆	◆◆	10	4.000	15	375.000	

Aspecten, zoals energieverbruik en oppervlaktewaterverontreiniging, kunnen zowel in getallen als in relatieve aanduidingen (zoals ◆) worden gedaan. Voor het overzicht en de snelle vergelijkbaarheid heeft een relatieve aanduiding de voorkeur. De positieve en de negatieve Milieuverdienste zijn met respectievelijk groen en rood aangegeven. Nu zijn deze delen van de tabel geel gekleurd. Dit betreft de negatieve Milieuverdiensten. Zoals in A3.2.2 is aangegeven, wordt voorgesteld om deze aspecten niet mee te nemen in de quick-scan.

Tabel A4 geeft de resultaten niet volledig weer. Alleen de belangrijkste informatie wordt getoond. Dit om het gebruiksgemak te maximaliseren.

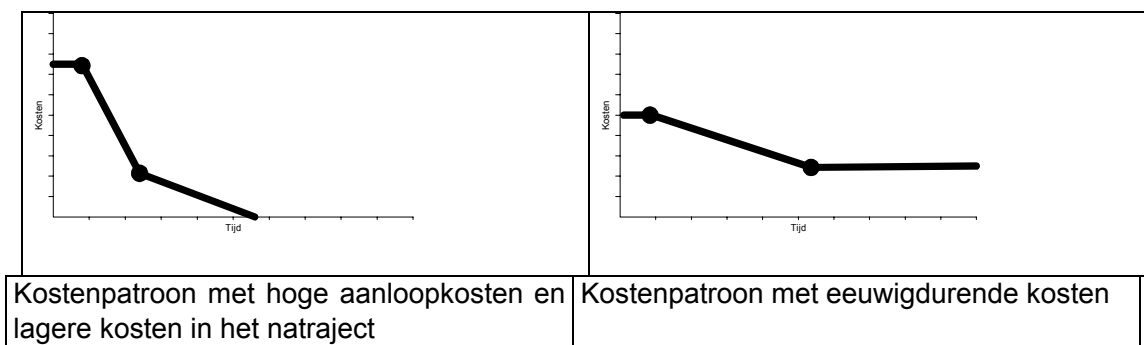


Fig. A4. Voorbeelden van kostenpatronen.

A3.3 Uitvoer van de quick-scan

A3.3.1 Volledigheid en nauwkeurigheid

Uit de genoemde voorstellen voor de invoer van de quick-scan is gekozen voor een invoer die eenvoudig is en die ook voor minder deskundigen uitvoerbaar en begrijpelijk moet zijn. Echter, enige kennis van bodemsanering is natuurlijk wel noodzakelijk. Verder is gekozen voor een zo nauw mogelijke aansluiting bij de opzet en terminologie van het RMK-rekentool.

Het resultaat van de quick-scan zal op grond van de gemaakte keuzes geen absolute waarde hebben, beter kan gesproken worden van een relatieve waarde. Als een variant binnen de quick-scan hoog scoort, is het zeer aannemelijk dat dit bij het RMK-rekentool ook zo zal zijn. Dat lijkt voldoende nauwkeurig te zijn voor een quick-scan. Er moet immers ook een aanzienlijk verschil in stand blijven tussen de quick-scan en het rekentool.

Gebruik als spreadsheet

Er is voor de invoer zeer nauw aangesloten bij de opzet en terminologie van het RMK-rekentool. Qua uitvoer kan daarom hier ook nauw bij worden aangesloten. Als de quick-scan als een spreadsheet wordt uitgevoerd, kan voor de uitvoer in sterke mate worden teruggevallen op het bestaande RMK-rekentool.

A3.3.2 *Uitvoer van de rekenstap*

De uitvoer van de rekenstap kan in de vorm van een tabel. Als meerdere varianten zijn 'door-gerekend', kunnen de varianten gemakkelijk met elkaar worden vergeleken. De uitvoer kan er uitzien als tabel A4.

A3.3.3 *Uitvoer van de spreadsheet als kaart*

De invoer in de quick-scan is erg eenvoudig. Voor elke cel in bijvoorbeeld een matrix van een spreadsheet kan dan een berekening worden uitgevoerd. Het resultaat is een matrix die is berekend met de quick-scan. Deze matrix vormt een kaart met de RMK-resultaten.

In het volgende hoofdstuk is hierop verder ingegaan en in figuur A3 is een voorbeeld gegeven.

RMK-KAART

A4.1 Inleiding

De RMK-kaart heeft tot doel de aspecten uit RMK die worden gekenmerkt door een ruimtelijke component te visualiseren en zo bij te dragen aan het afwegingsproces.

Een voorbeeld van een dergelijk aspect is bijvoorbeeld Risicoreductie. Risico's worden vaak uitgedrukt in relatie tot blootstellingsroutes. De blootstellingsroutes worden op hun beurt weer bepaald door het bodemgebruik.

Juist het bodemgebruik wordt gekenmerkt door een grote ruimtelijke variatie. Denk hierbij bijvoorbeeld aan saneringsgevallen op oude industrieterreinen die nu deel uitmaken van een binnenstad en waar nu functies als wonen, industrie en recreatie op korte afstand van elkaar voor kunnen komen en die voor een deel ook ruimtelijk met elkaar verweven zijn.

Figuur A5 presenteert een conceptuele weergave van een RMK-kaart waarin Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten zijn uitgedrukt in de vorm van afzonderlijke kaartlagen. De input voor de opbrengstenkaart kan worden gegenereerd door de resultaten van de quick-scan of door het toepassen van het RMK-model.

In de praktijk zal de factor 'tijd' overigens waarschijnlijk tot uitdrukking worden gebracht door het presenteren van een reeks van kaartbeelden voor de aspecten R, M, en K, zodat kaarten ontstaan voor $RMK(t = 0)$, $RMK(t = 1)$, ..., $RMK(t = t_n)$.

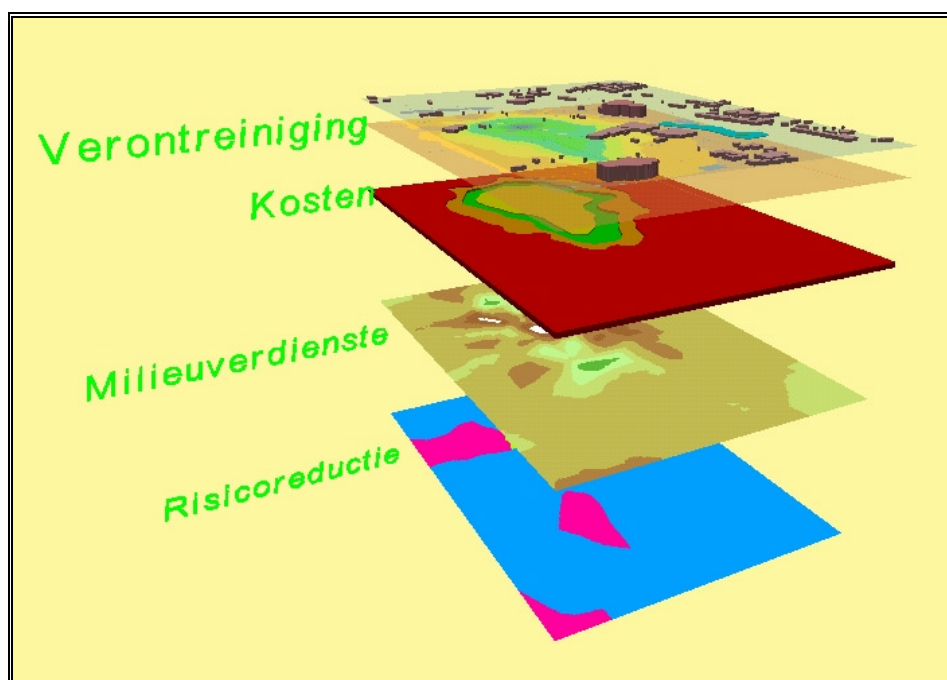


Fig. A5. Principe van de RMK-kaart.

Visualisatie van ruimtelijke variatie

Door de aspecten die ruimtelijke variatie vertonen in een kaartbeeld te visualiseren kunnen globale ontwerpen ook qua ruimtelijke aspecten met elkaar worden vergeleken. Hierdoor wordt het in ruimtelijk complexe saneringsgevallen mogelijk om bij het ontwerp ook de ruimtelijke component in de RMK-afweging mee te nemen. Door het opstellen van series van kaartbeelden wordt ook de factor tijd in de afweging meegenomen.

A4.2 Niveaus voor presentatie

Theoretisch kunnen drie niveaus worden onderscheiden voor de presentatie van de RMK-kaart:

- *GIS-systeem*
De resultaten worden zeer gedetailleerd weergegeven. Dit vraagt om een nauwkeurige invoer en om een uitgebreid GIS-systeem.
- *Zeer schematisch*
Er zal nauwelijks sprake zijn van een ruimtelijke weergave in kaarten. De basisinformatie is zeer globaal en dus weinig gebiedsspecifiek. De toegevoegde waarde is dan minimaal.
- *Iets er tussenin*
De ruimtelijke weergave is dan mogelijk zonder de uitgebreide GIS-inspanningen. De resultaten van de quick-scan zouden hiervoor als basis kunnen dienen. Daarmee worden de quick-scan en de opbrengstenkaart aan elkaar gekoppeld als één product. De resultaten zijn schematisch maar wel realistisch. Relevante ruimtelijke verschillen komen zo aan het licht. Detailuitwerkingen kunnen in een later stadium plaatsvinden.

De RMK-kaart kan worden ingezet om in een vroeg stadium (bijvoorbeeld ten tijde van de het saneringsonderzoek) een snel overzicht van de resultaten van de mogelijke saneringsvarianten of -technieken te genereren in een ruimtelijke context. Een dergelijke RMK-kaart geeft dus een visuele presentatie van de effecten van varianten.

Gebruikers

De RMK-kaart zal worden gebruikt voor omvangrijke gebieden. Voor bijvoorbeeld de sanering van een verontreiniging van een benzinstation zal visualisatie zelden noodzakelijk zijn. De kaart zal verder worden gebruikt in situaties waar één of meerdere van de betrokken partijen beperkte of geen ervaring met bodemsanering heeft. De kaart vervult dan de rol van communicatiemiddel.

A4.3 Voorbeeld van een mogelijke toepassing

In de RMK-kaart worden de scores voor Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten ruimtelijk gedifferentieerd. Ieder R-, M- en K-aspect kan worden opgenomen als een aparte kaartlaag. Figuur A3 geeft een voorbeeld van een grondwaterverontreiniging op een oud industrieterrein in de binnenstad.

In dat voorbeeld is het gebied ingedeeld in negen vakken. De quick-scan moet het mogelijk maken om veel vaker een berekening te maken. Dan kan of een groter gebied worden beoordeeld of er kan een gebied met een hoger detailniveau worden bekeken.

CONCLUSIES EN AANPAK VOOR DE UITWERKING

A5.1 Conclusies

De verschillende tools zijn in de onderscheiden fases van het gebruik van RMK nuttig. RMK vormt daarbij het vertrekpunt en is de basis voor de gedachtevorming.

Het uitwerken van de verschillende gedaanten is technisch mogelijk. Het belangrijkste doel is dat ze de gebruiker van RMK helpen bij een objectieve maar zo compleet en overzichtelijk mogelijke besluitvorming. De verschillende 'gedaanten' zullen daarin elk op hun eigen wijze aan bijdragen.

De quick-scan lijkt nu het beste vertrekpunt te zijn voor het verzamelen en ordenen van informatie. De RMK-kaart kan daaraan worden gekoppeld voor de uitvoer van de resultaten. De kaart speelt met name in de fases van verkenning en uitwerking een rol.

In de fase van implementatie zal de RMK-kaart zeer gedetailleerd moeten zijn. Dan ligt een directere koppeling met het RMK-rekengereedschap meer voor de hand.

Een deskundige kan volstaan met alleen het RMK-rekentool. Voor niet-deskundige besluitvormers zijn hulpmiddelen zoals de verschillende gedaanten (checklist of quick-scan) noodzakelijk. Deskundige besluitvormers zullen de quick-scan (al dan niet in combinatie met de visualistie door middel van de RMK-kaart) gebruiken voor de gedachtevorming mits er sprake is van een vorm die een makkelijke in- en uitvoer mogelijk maakt.

A5.2 Aanpak voor de uitwerking

Om de tools uit te werken moeten, in het kort, de volgende werkzaamheden worden verricht:

- Checklist:
 - de vorm van de checklist toetsen bij de beoogde gebruikers;
 - de checklist aanvullen met eventueel ontbrekende technieken;
 - de checklist aanvullen met eventueel ontbrekende RMK-aspecten;
 - organiseren van het onderhoud aan de checklist.
- Quick-scan:
 - uitwerken van de technische aspecten van de spreadsheet (op basis van de RMK-spreadsheet);
 - formularium ontwikkelen voor de "rekenstap";
 - programmeren en testen van de tool.
- RMK-kaarten:
 - koppeling met de quick-scan ontwikkelen;
 - toetsen met de beoogde gebruikers welke vorm de RMK-kaart moet hebben qua presentatie en qua invoer.

Voor alle tools geldt natuurlijk dat de afstemming met de gebruiker moet plaatsvinden. De vorm daarvan zal nog moeten worden vastgesteld. Aangezien de tools sterk samenhangen, zal de verdere uitwerking ook in nauwe afstemming met elkaar moeten worden gedaan.

LITERATUUR

Merkx, F. en A. Rip, 1999.

Invoeringsscenario's voor RMK in ontwerp. Op basis van een analyse van de ontwerppraktijk en het ontwerpproces van bodemsaneringstechnologie.

Universiteit Twente.

SDU, 1999.

Van trechter naar zeef: afwegingsproces saneringsdoelstelling.

SDU, Den Haag, ISBN 90 1208843 7.

Te raadplegen literatuur

Baartmans, R.F.W., H. Leenaers, T. Bosma en M.H. Nijboer, 1999.

NOBIS-project RMK: Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten - Een methode voor optimalisatie bij keuze van een bodemsaneringaanpak. Rapport fase 3a: Verankering.

TNO-MEP.

Nijboer, M.H. en A.T. Haselhoff, 1999.

Discussienotitie RMK in ontwerp.

Tauw bv.

Straathof, J.M.M., H. de Wit en L. Schipper, 1999.

Keuze saneringstechnieken - fase 2.

Tauw bv/IWACO.

BIJLAGE B

CHECKLIST "ONTWERPEN MET RMK"

BIJLAGE C

**DE BODEM OP DE KAART: DE ROL VAN AFWEGINGSHULPMIDDELEN BIJ HET
VERBETEREN VAN DE BODEMKWALITEIT**

Auteurs: ir. M.H. Nijboer, ing. A.T. Haselhoff en ir. M. in 't Veld (Tauf bv)

INHOUD

Hoofdstuk	C1	INLEIDING	1
		C1.1 Doelstelling	2
		C1.2 Werkwijze	2
		C1.3 Afbakening	3
		C1.4 Leeswijzer	3
Hoofdstuk	C2	VERKENNING VAN HET AFWEGINGSPROCES	5
		C2.1 Afwegingsproces op hoofdlijnen	5
		C2.2 Stellen van eisen	6
		C2.2.1 Randvoorwaarden op basis van wetgeving en beleid	6
		C2.2.2 Randvoorwaarden op basis van belangen van de betrokken partijen	6
		C2.3 Keuze van de cases	7
Hoofdstuk	C3	BESCHRIJVING VAN DE CASES	9
		C3.1 Grondwaterwingebied	9
		C3.2 Programmasaneerder meer meerdere locaties	11
		C3.3 (Rechtstreekse) ISV-gemeente	12
		C3.4 Terrein- en gebiedsbeheer	13
		C3.4.1 Bedrijventerrein	13
		C3.4.2 Beheer van landelijk gebied	15
		C3.5 Samenloop bij inrichtingswerkzaamheden	15
Hoofdstuk	C4	AFWEGINGSSYSTEMATIEKEN	17
		C4.1 Moeten en willen	17
		C4.2 Afwegingshulpmiddelen	18
		C4.2.1 Vier strategieën	18
		C4.2.2 Afwegingshulpmiddelen	19
		C4.3 Conclusies en aanbevelingen	21
		C4.3.1 Conclusies	21
		C4.3.2 Aanbevelingen	21
Bijlage	C1	SAMENVATTING VAN HET PROGRAMMA VAN EISEN VOOR DE ONTWIKKELING VAN RMK VOOR HET LOCATIESPECIFIEK AFWEGEN	
Bijlage	C2	GEÏNTERVIEWDEN	

HOOFDSTUK C1

INLEIDING

Het verbeteren en beheren van de bodemkwaliteit in Nederland is van belang om toekomstige generaties niet of in elk geval minder te belasten met de erfenissen van het verleden. Dit zou kort kunnen worden samengevat in duurzaam bodembeheer. Dit betekent dat er zowel wordt gekeken naar ernstig en urgente gevallen als naar andere gevallen van bodemverontreiniging. Het is echter nog lang niet duidelijk welk belang er vanuit maatschappelijke processen wordt gegeven aan een duurzaam bodembeheer en of een duurzaam bodembeheer door te vertalen is naar maatschappelijke belangen. Dit stuk heeft de niet geringe ambitie om een bijdrage te leveren bij het in kaart brengen van deze interactie tussen maatschappelijke processen en bodemkwaliteit. Uiteindelijk moet duidelijk worden of afwegingshulpmiddelen een rol kunnen spelen in het *op de kaart zetten van bodem*.

Bodembeheer speelt altijd op een bovenlokaal niveau. De volgende efficiëntieslag bij de aanpak van bodemverontreiniging bevindt zich waarschijnlijk ook op dit niveau. Op locatieniveau kan RMK bijdragen aan een verbetering van de effectiviteit en efficiëntie van de bodemsaneringsoperatie. Deze studie richt zich op de bijdrage die afwegingshulpmiddelen kunnen leveren op dit bovenlokaal niveau¹.

Als uitkomst van deze studie worden vier meer generieke strategieën voor de verbetering van de bodemkwaliteit en de vorm van afwegingshulpmiddelen bij de strategieën gepresenteerd. Deze strategieën bevinden zich op twee spectra, te weten:

1. wel of niet maatregelen **moeten** nemen (in het kader van regelgeving) met betrekking tot de bodemkwaliteit;
2. wel of niet iets **willen** met de inrichting van een gebied.

Aan deze twee assen kunnen de strategieën en verschillende cases worden gekoppeld (zie tabel C1).

Tabel C1. Voorbeelden bij generieke strategieën voor de verbetering van de bodemkwaliteit.

		willen	
		ja	nee
moeten	nee	<i>optimaliseren</i> - aanpak bovengrond in stedelijk gebied (ISV-gemeente) - programmasaneerder	<i>toebedelen</i> - sommige bedrijventerreinen (brownfields) - stortplaatsen in het landelijk gebied - verontreiniging binnen waterwingebied
	nee	<i>integreren</i> - diffuse verontreinigingen binnenstad - gebiedsgericht inrichtingsproces - ecologische hoofdstructuur - reconstructie landelijk gebied - revitalisatie bedrijventerreinen	<i>signaleren</i> - diffuse verontreiniging landelijk gebied - grote infrastructurele werken (lijngericht inrichtingsproces) - dieper grondwater zonder (potentieel) blootgesteld object - nitraatproblematiek - geen bodemverontreiniging

¹ In bijlage CI worden aandachtspunten gegeven voor de mogelijke aanpassingen voor het huidige RMK-tool als locatiegericht afwegingshulpmiddel.

Bij drie van de strategieën (optimaliseren, toebedelen en integreren) kunnen afwegingshulpmiddelen een rol spelen. Bij *optimaliseren* is een RMK-achtig tool geschikt. Bij *toebedelen* gaat het om hulpmiddelen die helpen de juiste verdeelsleutel van de lusten en lasten van de operatie te vinden. Bij *integreren* gaat het om hulpmiddelen die zorgen dat de bodemkwaliteit kan meeliften in een algemeen streven om de kwaliteit van een gebied te verbeteren. Al deze strategieën moeten bijdragen aan het verbeteren van de bodemkwaliteit en zijn gericht op specifieke situaties waarin op gebiedsniveau inrichtingsvraagstukken een rol spelen.

In het businessplan van het SKB-programma is het streven naar het leveren van een bijdrage aan een verdere verbetering van de uitvoering en van de efficiëntie en effectiviteit van de bodemsanerings- en beheersoperatie terug te vinden. Het SKB-programma kan dan ook een goed kader zijn waarbinnen de verdere ontwikkeling van deze afwegingshulpmiddelen kan worden opgepakt.

C1.1 Doelstelling

De doelstelling van dit onderdeel van het RMK-project is:

Nagaan of afwegingshulpmiddelen een rol kunnen spelen bij een verbetering bij de aanpak van bodemverontreiniging.

Hiervoor zullen de volgende belangrijke vragen moeten worden beantwoord:

1. Op welke manier speelt bij enkele illustratieve maatschappelijke processen de bodemsanering dan wel het bodembeheer een rol en wie zijn bij de besluitvorming betrokken?
2. Hoe ziet in verschillende gevallen het besluitvormingsproces rond de bodemproblematiek eruit?
3. Hoe kan het besluitvormingsproces het beste worden ondersteund?

De eerste vraag zal met name in hoofdstuk 2 worden behandeld. In hoofdstuk 3 wordt aan de hand van vijf cases, die ontstaan zijn op basis van interviews, gekeken naar het besluitvormingsproces (vraag 2). In hoofdstuk 4 wordt tenslotte gekeken naar de mogelijkheden dit besluitvormingsproces te ondersteunen (vraag 3), waardoor een bijdrage wordt geleverd aan het verbeteren van de bodemkwaliteit op een efficiënte en effectieve wijze.

C1.2 Werkwijze

Voor het realiseren van de doelstelling en de beantwoording van de vragen is de volgende werkwijze doorlopen.

- Stap 1 Startvisie ontwikkelen: een eerste visie op de verbetering bij de aanpak van bodemverontreiniging. Er is gekeken welke maatschappelijke processen hierbij een rol spelen en welke actoren (mogelijke eindgebruikers) hierbij betrokken zijn.
- Stap 2 Toetsen van deze startvisie door middel van een open interview met de diverse partijen (zie bijlage C2 voor de geïnterviewden).
- Stap 3 Bijstellen van de startvisie, identificatie van de haalbaarheid en aanbevelingen voor een mogelijk vervolgtraject.

In december en januari heeft de bespreking van de startvisie binnen het RMK-consortium plaatsgevonden. Daarna is in stap 2 aan de hand van vijf fictieve cases gesproken met vijf belangrijke actoren bij de besluitvormingsprocessen rond bodemkwaliteitsverbeteringen.

De cases zijn:

1. grondwaterwingebied;
2. programmasaneerder met meerdere locaties;
3. ISV-gemeente;
4. terrein- en gebiedsbeheer (bedrijventerrein en beheer van landelijk gebied);
5. samenloop bij inrichtingswerkzaamheden.

Stap 3 heeft uiteindelijk geleid tot vijf korte omschrijvingen waarin de cases worden gestructureerd. In hoofdstuk 4 worden de mogelijkheden van de afwegingshulpmiddelen behandeld.

C1.3 Afbakening

Bij dit project wordt duidelijk gefocust op de rol van afwegingshulpmiddelen. Andere ontwikkelingen, zoals technologieontwikkeling of organisatorische aspecten, die zouden kunnen bijdragen aan een verbetering van het bodemsanerings- en beheersproces worden buiten beschouwing gelaten. Bovendien zal dit rapport zich richten op afwegingen die spelen op een boven-lokaal niveau, aangezien op dit gebied waarschijnlijk de grootste verbetering van de effectiviteit en efficiëntie van de bodemsaneringsoperatie kan worden bewerkstelligd.

C1.4 Leeswijzer

De opbouw van deze bijlage is als volgt:

Hoofdstuk C2	Verkenning van het afwegingsproces
Hoofdstuk C3	Beschrijving van de cases
Hoofdstuk C4	Afwegingssystematieken

VERKENNING VAN HET AFWEGINGSPROCES

Het doel van dit hoofdstuk is een algemene schets te geven van het afwegingsproces rond bodemsanering en -beheer en te kijken naar illustratieve cases voor bovenlokale afwegingsprocessen in relatie tot de bodemkwaliteit. In C2.1 gebeurt dit aan de hand van een korte beschrijving van een soort denkmodel over het afwegingsproces. In C2.2 wordt specifiek gekeken naar de belangen en actoren, die een rol spelen bij het afwegingsproces rond bodem. In C2.3 wordt tenslotte de keuze van een vijftal situaties omschreven.

C2.1 Afwegingsproces op hoofdlijnen

In de praktijk zal het afwegingsproces naar onze mening in twee deelprocessen gaan verlopen:

- A het *ontwerpproces* waarbij de optimale saneringsvariant door inhoudelijke deskundigen wordt bepaald (binnen een aantal gestelde randvoorwaarden);
- B het *besluitvormingsproces* waarbij vanuit het beleid en de maatschappelijke processen, die hebben geleid tot de ingrepen in de bodem, wordt geformuleerd wat de randvoorwaarden zijn waarbinnen de aanpak van de sanering moet plaatsvinden.

In figuur C1 is deze visie op de wijze van besluitvorming schematisch weergegeven.

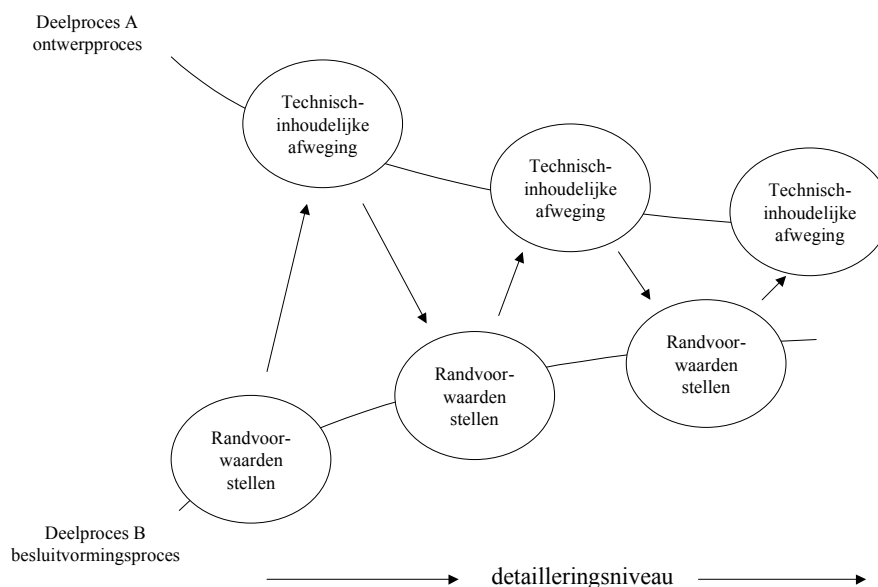


Fig. C1. Schematische weergave van het werkproces bij de besluitvorming over saneringsvarianten.

Een dergelijk proces verloopt zelden in één keer. Drie aspecten spelen een grote rol in een dergelijk afwegingsproces, te weten:

- eisen: dit is hetgeen dat we **moeten** realiseren;
- wensen: dit is hetgeen dat we **willen** realiseren;
- mogelijkheden: dit is hetgeen dat we **kunnen** realiseren.

De eisen (het 'moeten') bepalen in sterke mate wat het optimale ontwerp is, maar de technische mogelijkheden (het 'kunnen') hebben in de praktijk vaak grote invloed op de gestelde randvoorwaarden. Daarnaast spelen wensen (het 'willen') altijd een grote rol bij een dergelijk proces. Veelal kan door het vervullen van de wensen van de verschillende actoren draagvlak worden verkregen voor een bepaalde aanpak. Het traject zal dan ook bestaan uit meerdere stappen, waarbij zowel het ontwerp van de (inrichtings)variant als de randvoorwaarden van grof naar gedetailleerd zullen worden ingevuld (zie fig. C1).

C2.2 **Stellen van eisen**

In deze paragraaf worden de eisen behandeld. Randvoorwaarden worden vrijwel altijd gesteld vanuit twee gronden:

1. op basis van wetgeving en beleid;
2. op basis van belangen van de betrokken partijen.

Bij beide aspecten is het onderscheid tussen hetgeen dat 'moet' en hetgeen dat men 'wil' soms niet scherp te maken. In het vervolg zullen wetgeving en beleid enerzijds en belangen van betrokken partijen anderzijds gescheiden worden behandeld.

C2.2.1 *Randvoorwaarden op basis van wetgeving en beleid*

De belangrijkste randvoorwaarden met een wettelijke basis zijn zonder meer de (minimale) saneringsdoelstelling en de mogelijkheden tot (co)financiering vanuit de overheidsbudgetten. Daarnaast kunnen ook vanuit andere milieuwetten randvoorwaarden worden gesteld aan de uitvoering van ingrepen in de bodem, bijvoorbeeld in de vorm van vereiste vergunningen (Grondwaterwet, WVO en dergelijke) De nadruk zal in deze startvisie echter met name op de bodemwetgeving en het bodembeleid liggen.

De visie op de wettelijke eisen, die na de beleidsvernieuwing aan de saneringsdoelstelling worden gesteld, is recent verschenen in het rapport "Van trechter naar zeef: afwegingsproces saneringsdoelstelling" (zie [SDU, 1999] in bijlage A). In hoofdlijnen wordt in dit rapport onderscheid gemaakt tussen de 'bovengrond' en de 'ondergrond' en tussen 'standaardaanpak' en 'maatwerk'. Uit het rapport kan worden opgemaakt dat het proces in twee stappen verloopt. Als eerste stap moet worden nagegaan of volgens de standaardaanpak voor boven- en ondergrond kan worden gesaneerd. In specifiek gevallen, waarin dit niet mogelijk blijkt, is maatwerk mogelijk. Dit afwegingsproces richt zich voornamelijk op locatieniveau.

De mogelijkheden voor (co)financiering vanuit de overheidsbudgetten hangen sterk samen met de aansprakelijkheid en de verantwoordelijkheid van de veroorzaker of terreineigenaar voor de aanwezige bodemverontreiniging. De Wet Bodembescherming en het Burgerlijk Wetboek geven hiervoor de hoofdlijnen aan. Er is nog geen beeld van de generieke randvoorwaarden die voortvloeien uit de wettelijk (co)financieringsregels. Verschillende situaties worden tot nu toe van geval tot geval beoordeeld.

C2.2.2 *Randvoorwaarden op basis van belangen van de betrokken partijen*

Voor het identificeren van de verschillende belangen van de partijen die betrokken zijn bij ingrepen in de ondergrond wordt in tabel C2 gekeken naar de relatie tussen de bodembelangen en de maatschappelijke processen. In tabel C2 is onderscheid gemaakt tussen de onder- en bovengrond. Dit onderscheid wordt onder meer ingegeven door het beleidsmatige onderscheid tussen de aanpak van de boven- en ondergrond. Bij de bovengrond staat functiegerichtheid centraal. Bij de ondergrond ligt de nadruk op kosteneffectiviteit en een stabiele eindsituatie. Daarnaast liggen de belangen bij de onder- en bovengrond sterk verschillend. Voor de boven- en ondergrond is bovendien vaak sprake van sterk verschillende tijdstervijnen in de aanpak.

Tabel C2. Relaties tussen de bodembelangen en de maatschappelijke processen.

	wegnemen van gebruiksbeperkingen	creëren of beschermen van gebruiksmogelijkheden	ingreep heeft geen relatie met gebruik
gerelateerd aan de bovengrond	1 - stedelijke ontwikkeling - revitalisering bedrijfs-terreinen - natuurontwikkeling (korte termijn)	2 - actief bodembeheer - ruimtelijke planning - bodembescherming (middellange termijn)	5 samenloop - openbare werken - leggen van kabels en leidingen - bronnering - ondergronds bouwen (zeer korte termijn)
gerelateerd aan de ondergrond/grondwater	3 - waterwinning - oppervlaktewaterbeheer - meervoudig ruimtegebruik - ontgroning (middellange termijn)	4 - grondwaterbescherming - ketenbeheer grond - streven naar multifunctionaliteit (lange termijn)	

Voor elk van de genoemde maatschappelijke processen is een actor aan te wijzen die belanghebbende is bij de verbetering van de bodemkwaliteit. In tabel C3 zijn de belangrijkste partijen weergegeven die zorg kunnen dragen voor de genoemde maatschappelijke processen en daarmee voor het realiseren van de genoemde bodembelangen binnen deze maatschappelijke processen.

Tabel C3. Actoren die zorg kunnen dragen voor de realisatie van bodembelangen.

	wegnemen van gebruiksbeperkingen	creëren of beschermen van gebruiksmogelijkheden	ingreep heeft geen relatie met gebruik
gerelateerd aan de bovengrond	1 - projectontwikkelaars - gemeentelijke dienst stadsontwikkeling - bedrijven/industrie - terreineigenaren en -gebruikers in het algemeen	2 - gemeentelijke dienst RO - gemeentelijke milieudienst - gemeentelijk grondbedrijf - provinciale dienst RO - RPD	5 samenloop - dienst openbare werken - telecom en kabelbedrijven - aannemers
gerelateerd aan de ondergrond/grondwater	3 - waterwinbedrijven - waterschappen - ontgrondingsbedrijven - landbouw	4 - provincie (bureau gebieden/bodembescherming) - provincie (bodemsanering) - ministerie van VROM	

C2.3 Keuze van de cases

Op basis van de voorafgaande analyse is gekozen voor een vijftal cases, zodat een beter beeld ontstaat van de mogelijkheden van verbetering van de bodemkwaliteit op gebiedsniveau. Hieronder volgt een argumentatie van de keuze voor de verschillende cases.

Case 1: Grondwaterwingebied

Deze case is gekozen omdat hierbij juist maatregelen in de ondergrond van belang zijn. Verontreiniging kan hier namelijk leiden tot gebruiksbeperkingen voor de locatie. Deze case valt in vak 3 van tabel C3.

Case 2: Programmasaneerder met meerdere locaties

Deze case is gekozen omdat een programmasaneerder aan de ene kant een duidelijke meerwaarde heeft in het benutten van de samenloop en aan de andere kant belang heeft aan het wegnemen van gebruiksbeperkingen van de locatie. Deze case valt in vak 1 van tabel C3.

Case 3: ISV-gemeente

Een ISV-gemeente heeft voornamelijk belang bij het maximaliseren van gebruiksmogelijkheden in de bovengrond. Deze case valt in vak 1 of 2 van tabel C3.

Case 4: Terrein- en gebiedsbeheer

Deze case is opgesplitst in twee cases:

1. Bedrijventerrein

Hierbij gaat het vooral om de huidige functionaliteit van het terrein te handhaven, zonder dat er een te grote last naar de toekomst wordt doorgeschoven. Deze case valt veelal in vak 1 van tabel C3. Indien in de toekomst een mogelijke functiewijziging kan optreden, bijvoorbeeld ontwikkeling van een woonfunctie, heeft deze case ook een duidelijke relatie met vak 4 van tabel C3.

2. Beheer van landelijk gebied

Deze case ligt veelal in vak 2 van tabel C3.

Case 5: Samenloop bij inrichtingswerkzaamheden

Bij deze case zijn de inrichtingswerkzaamheden maatgevend. De bodemkwaliteit speelt hier veelal een ondergeschikte rol. Deze case komt overeen met vak 5 van tabel C3.

HOOFDSTUK C3

BESCHRIJVING VAN DE CASES

In de interviews met de verschillende betrokkenen zijn vijf veel voorkomende fictieve gebiedsgerichte cases gebruikt om te kijken naar de mogelijkheden van afwegingshulpmiddelen. Het betreft de volgende cases:

1. grondwaterwingebied;
2. programmasaneerder met meerdere locaties;
3. ISV-gemeente;
4. terrein- en gebiedsbeheer (bedrijventerrein en beheer van landelijk gebied);
5. samenloop bij inrichtingswerkzaamheden.

Al deze cases worden in dit hoofdstuk uitgewerkt. In bijlage C1 is een aparte bespreking van het locatiespecifieke niveau opgenomen.

In de factsheets van de afzonderlijke cases worden de volgende aspecten besproken:

- beschrijving van de case;
- illustratie van de case;
- beschrijving van de betrokken actoren met de bijbehorende belangen;
- proceseigenaar, de actor die de drijvende kracht vormt van het proces;
- belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen die voor een verbetering in het afwegingsproces een rol spelen;
- gerelateerde ontwikkelingen;
- wenselijkheid van een afwegingssystematiek.

In het volgende hoofdstuk zal daarna worden gekeken naar meer generieke strategieën voor de verbetering van de bodemkwaliteit en de vorm van afwegingshulpmiddelen bij de strategieën.

C3.1 **Grondwaterwingebied**

Beschrijving van de case

Binnen het intrekgebied van een grondwaterwinning bevinden zich diverse verontreinigingen van mobiele en immobiele aard. Enkele verontreinigingen bevinden zich binnen het grondwaterbeschermingsgebied. Aan de rand van de 25-jaarszone bevindt zich een pluim met chloorhoudende oplosmiddelen, waarbij wordt nagedacht over de mogelijkheden van natuurlijke afbraak. Daarnaast zijn er in het gebied enkele intensieve veehouderijen en wordt lokaal een overschrijding van de nitraatnorm in het grondwater aangetroffen. In tabel C4 worden de actoren en belangen weergegeven.

Proceseigenaar

De proceseigenaar vanuit de bodemproblematiek in dit soort gevallen is veelal de provincie. De primair belanghebbende bij een gebiedsaanpak is echter de waterleidingsmaatschappij. De proceseigenaar en de mogelijk drijvende kracht achter het proces zijn gescheiden.

Tabel C4. Actoren en belangen.

actor	belang	
	moeten	willen
provincie (bevoegd gezag bodem)	<ul style="list-style-type: none"> - (programmatische) aanpak van ernstige en urgente gevallen - kostenverhaal bij probleemhebbers 	<ul style="list-style-type: none"> - verbetering van bodemkwaliteit - realiseren van ecologische hoofdstructuur en reconstructie van landbouw - uitvoeren van verdrogingsbeleid
waterleidingsmaatschappij	<ul style="list-style-type: none"> - leveren van schoon drinkwater 	<ul style="list-style-type: none"> - duurzame drinkwaterwinning - voorkomen of verwijderen van grondwaterbedreigende activiteiten
probleemhebbers	<ul style="list-style-type: none"> - individuele aanpak van lokaal ernstig en urgent geval 	<ul style="list-style-type: none"> - gebruiksbeperking op locatieniveau minimaliseren - minimale kosten - geen claims van derden - goed imago
omwonenden		<ul style="list-style-type: none"> - geen overlast - beveiliging van eigen wateronttrekkingen
gemeente		<ul style="list-style-type: none"> - mogelijkheden van gebruik van bovengrond maximaliseren - stadsuitbreiding

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

Bij dit afwegingsproces zijn er drie partijen (provincie, probleemhebber en waterleidingsmaatschappij) die duidelijk iets moeten. Twee van deze partijen hebben belang bij een aanpak van de individuele gevallen (probleemhebber en provincie). Voor deze partijen valt wellicht 'winst' te behalen door een gebiedsgerichte aanpak. De waterleidingsmaatschappij heeft primair belang bij een aanpak van het grondwater in het onttrekkingsgebied.

Op het gebied van het 'moeten' ligt een mogelijkheid in een integrale saneringsaanpak van de ondergrond en bovengrond. Hierbij speelt met name het inzichtelijk maken van de geaccepteerde verdeling van kosten en baten een belangrijke rol. Hierbij kan worden gedacht aan de volgende baten:

- functiegeschikt maken van de bovengrond binnen het gebied;
- zekerstellen van de drinkwateronttrekking uit de ondergrond;
- minimaliseren van de aansprakelijkheid bij probleemhebbers.

Op het gebied van 'willen' zijn vele uitruilen mogelijk en kan worden gekeken naar het creëren van win/win-situaties.

Ook als er geen sprake is van ernstige en urgente verontreinigingen binnen het onttrekkingsgebied is er bij de waterleidingsmaatschappij ook een belang om te komen tot een betere grondwaterkwaliteit, aangezien deze verontreiniging een mogelijke bedreiging kan zijn voor het realiseren van een duurzame watervoorziening.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

Er moet aan twee randvoorwaarden zijn voldaan wil een afwegingssystematiek in dit geval een rol kunnen spelen.

Dit betreffen de volgende randvoorwaarden:

1. er moet een duidelijk proceseigenaar zijn met een belang bij een gebiedsgerichte aanpak; in dit geval zou de waterleidingsmaatschappij wellicht de aangewezen partij zijn;
2. bij de andere partijen moet de bereidheid bestaan om aan een gebiedsgerichte aanpak bij te dragen.

Indien niet van het locatiespecifieke spoor wordt afgeweken, kan met name wat betreft de aanpak van de ondergrond een suboptimaal proces ontstaan. Een afwegingshulpmiddel kan een rol spelen om inzichtelijk te maken dat er een optimalere oplossing op gebiedsniveau mogelijk is.

C3.2 Programmasaneerder met meerdere locaties

Beschrijving van de case

Een probleemhebber met meerdere verontreinigde locaties door heel Nederland met veelal vergelijkbare verontreinigingen, maar een andere bodemopbouw. In tabel C5 worden de actoren en belangen weergegeven.

Tabel C5. Actoren en belangen.

actor	belang	
	moeten	willen
provincie (bevoegd gezag bodem)	- programmatische aanpak van ernstige en urgente gevallen - kostenverhaal	- verbetering van bodemkwaliteit - voorbeeldfunctie
programmasaneerder	- programmatische aanpak van ernstige en urgente gevallen	- minimale kosten - geen claims van derden - goed imago - ontwikkeling of verkoop van het gebied
gemeente (soms ook bevoegd gezag ISV)	- aanpak van ernstige en urgente gevallen, indien rechtstreeks ISV	- mogelijkheden van gebruik van bovengrond maximaliseren
omwonenden		- geen overlast - gevoelsmatig geen risico's

Proceseigenaar

In dit soort gevallen is de probleemhebber (ofwel de programmasaneerder) de proceseigenaar.

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

Er zijn bij de verschillende actoren geen grote contrasten in belangen. Uiteindelijk is voor de programmasaneerder het efficiënt gebruiken van de financiële middelen over het hele programma het grootste belang. Dit kan onder andere door:

- het maximaliseren van de samenloop tussen ruimtelijke ontwikkelingen binnen een gebied en saneringsmaatregelen;
- het verbeteren van de bodemkwaliteit waar dit de hoogste opbrengst heeft in termen van bodemkwaliteit en ontwikkelingsmogelijkheden.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

Een afwegingssystematiek is wenselijk om op een programmaniveau 'uitruilen' te kunnen bewerkstelligen. Hier kan een koppeling tussen de verschillende actoren van het 'willen' plaatsvinden. Belangrijk daarin is de mogelijkheden om gebiedsgerichte ruimtelijke planvorming mede bepalend te laten zijn voor de prioriteit van de aanpak van de bodemverontreiniging tussen ver-

schillende locaties. Bovendien kan worden gekeken of iets meer doen op één locatie en iets minder doen op een andere locatie kan leiden tot een efficiëntere totaalaanpak.

C3.3 (Rechtstreekse) ISV-gemeente

Beschrijving van de case

Binnen een gemeente kunnen zich diverse verontreinigingen bevinden. Vaak liggen deze verontreinigingen, ontstaan als gevolg van industriële activiteiten, in of aan de randen van het binnenstedelijk gebied (zie fig. C2). Voorbeelden van verontreinigingen zijn verontreinigingen die zich centreren in de toplaag (depositie) dan wel in de ondergrond (chemische waterrij). Bij de stadsontwikkelingsplannen van de gemeente kunnen deze verontreinigingen voor stagnatie zorgen van de ruimtelijke planvorming. In tabel C6 worden de actoren en belangen weergegeven.

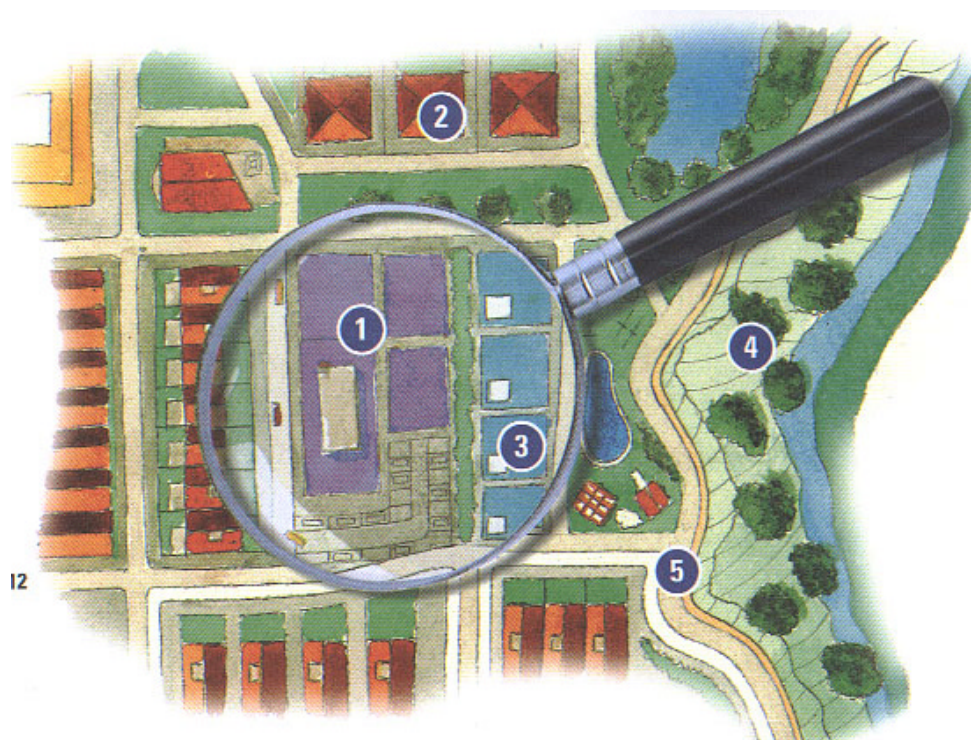


Fig. C2. Verontreinigde locatie in de buurt van een woonwijk met herontwikkelingsmogelijkheden.

Tabel C6. Actoren en belangen.

actor	belang	
	moeten	willen
gemeente (bevoegd gezag en ruimtelijke planner)	<ul style="list-style-type: none"> - aanpak van ernstige en urgente gevallen - kostenverhaal - stadsontwikkeling 	<ul style="list-style-type: none"> - mogelijkheden van gebruik van bovengrond maximaliseren
probleemhebber	<ul style="list-style-type: none"> - aanpak van ernstig en urgent geval 	<ul style="list-style-type: none"> - minimale kosten - goed imago - geen overlast - goede ontwikkelingsmogelijkheden van gebruik van bovengrond maximaliseren
omwonenden		<ul style="list-style-type: none"> - geen overlast - gevoelsmatig geen risico's

Proceseigenaar

De proceseigenaar is de gemeente.

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

Het efficiënt gebruiken van financiële middelen binnen het hele te ontwikkelen gebied is van groot belang. De diepe verontreinigingen worden zoveel mogelijk gefinancierd door de veroorzaker. Soms is de verontreiniging zo oud dat de gebruiker niet meer te achterhalen is. Indien dit wel het geval is, is het belangrijk dat bij de overlap van verontreinigingen, zowel in horizontale als in verticale zin, een goede verdeling van de kosten voor de saneringsaanpak wordt gemaakt. De ondiepe diffuse verontreinigingen zijn vaak grootschalig en brengen hoge saneringskosten met zich mee. Als gevolg van risico's voor de volksgezondheid is een goede communicatie met de omwonenden van belang. Daarnaast is het draagvlak voor de ruimtelijke ontwikkelingen binnen een gebied belangrijk. Het maximaliseren van de samenloop tussen de saneringsmaatregelen en de ontgravingswerkzaamheden ten behoeve van de terreinontwikkelingswerkzaamheden is van groot belang. Indien er niet sprake is van ernstige en urgente bodemverontreiniging zal de aanpak van de bodem moeten concurreren met andere investeringen die gericht zijn op het verbeteren van de leefkwaliteit van het gebied.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

Een nieuwe afwegingssystematiek zou zich naast de RMK-aspecten kunnen richten op het inzichtelijk maken van de overlast en de mogelijkheden voor ruimtelijk planvorming. Wellicht is het huidige RMK-model echter voldoende om de efficiënte inzet van de middelen op gebiedsniveau inzichtelijk te maken.

C3.4 Terrein- en gebiedsbeheer

C3.4.1 Bedrijventerrein

Beschrijving van de case

In Nederland bevinden zich een groot aantal gebieden met industriële activiteiten. Deze activiteiten hebben op een groot aantal locaties geleid tot bodemverontreiniging (zie fig. C3).

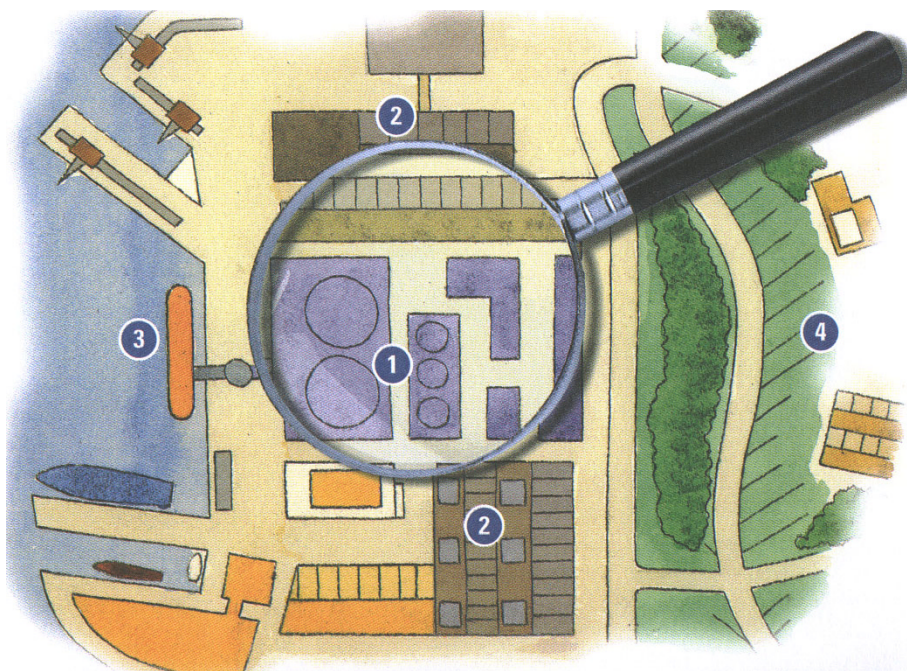


Fig. C3. Bedrijventerrein met verschillende (verontreinigde) locaties.

De bodemverontreiniging kan qua omvang klein zijn en zich beperken tot het bedrijfsterrein, maar kan ook een grote grondwaterverontreiniging zijn die grensoverschrijdend is. Vaak is er sprake van overlappende verontreinigingen met buurbedrijven. Veelal is er ook sprake van een terreinbeheerder. In tabel C7 worden de actoren en belangen weergegeven.

Tabel C7. Actoren en belangen

actor	belang	
	moeten	willen
provincie (bevoegd gezag bodem)	<ul style="list-style-type: none"> - aanpak van ernstige en urgente gevallen - kostenverhaal bij probleemhebbers 	<ul style="list-style-type: none"> - verbetering van bodemkwaliteit
probleemhebbers	<ul style="list-style-type: none"> - aanpak van ernstige en urgente gevallen 	<ul style="list-style-type: none"> - minimale kosten - geen claims van derden - goed imago - verkoop of ontwikkelingsmogelijkheden van terrein
omwonenden		<ul style="list-style-type: none"> - geen overlast
terreinbeheerder (soms ook gemeente)		<ul style="list-style-type: none"> - kostenverhaal - maximalisatie van opbrengst van terrein - goede verhandelbaarheid

Proceseigenaar

De proceseigenaar zou in deze gevallen de terreinbeheerder kunnen zijn. Indien er geen terreinbeheerder aanwezig is, kunnen ook de verschillende probleemhebbers vanuit kostenoverwegingen belang hebben bij een gebiedsgerichte aanpak.

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

Het bevoegd gezag moet instemmen met een het realiseren van een gebiedsgerichte doelstelling in plaats van locatiegerichte doelstellingen. Met name bij grensoverschrijdende verontreinigingen moet worden gekeken naar een saneringsaanpak die het meest geschikt is voor het hele probleem. Indien blijkt dat een sanering van een bedrijfsterrein onvoldoende bijdraagt aan de sanering van het totaal moet de mogelijkheid bestaan dat deze locatie niet wordt gesaneerd. Belangrijk daarbij is om tot een goede kostenverdeelsleutel te komen tussen de verschillende probleem-eigenaren in relatie tot de kosten voor de saneringsaanpak.

Opnieuw geldt dat indien er geen sprake is van ernstige en urgente gevallen er integratie van de verbetering van de bodemkwaliteit, bijvoorbeeld in een revitalisatieproces, kan worden meegenomen.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

Een afwegingssystematiek is wenselijk. Een afwegingssystematiek kan in delijn liggen van het huidige RMK-model. Belangrijk in de afwegingssystematiek is dat er een kosteneffectieve saneringsoplossing voor het verontreinigde gebied wordt bedacht. In sommige gevallen zal ook de verdeling van kosten voor de saneringaanpak van belang zijn, bijvoorbeeld bij een (dreigende) stagnatie van het saneringsproces. In deze gevallen is een ander middel dan RMK nodig, aangezien dan inzicht in de totstandkoming van de kostenverdeling en de bijdrage daarvan aan de totaalaanpak van belang is.

C3.4.2 *Beheer van landelijk gebied*

Beschrijving van de case

Binnen het landelijk gebied bevinden zich veelal meer diffuse bodemverontreinigingen. Vaak zijn dit niet ernstige en urgente gevallen van bodemverontreiniging. In deze gevallen is veelal niet de aanpak van de bodemkwaliteit maatgevend. Er vindt echter (her)inrichting van het gebied plaats, die een relatie heeft met de bodem, bijvoorbeeld in het kader van het bereiken van de Ecologische Hoofdstructuur of activiteiten ten bate van de Reconstructiewet. Het gaat hier om een inrichtingsproces, waarbij een duidelijke bijdrage wordt geleverd aan de ruimtelijke kwaliteit van een gebied. In tabel C8 worden de actoren en belangen weergegeven.

Tabel C8. Actoren en belangen.

actor	belang	
	moeten	willen
gebiedsbeheerder		- realiseren van bestemmingsplannen - verbetering van kwaliteit van omgeving
inrichter (soms ook gebiedsbeheerder)	- realisatie van de inrichting	- minimale kosten - goed imago
huidige bewoners en betrokkenen van gebied		- geen overlast - verbetering van kwaliteit van omgeving

Proceseigenaar

De proceseigenaar is in deze gevallen veelal de inrichter.

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

Bij een gebiedsgericht inrichtingsproces zou de bodemkwaliteit kunnen worden geïntegreerd in een algemeen streven om de kwaliteit van de omgeving te verbeteren.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

Bij gebiedsgerichte inrichtingsprocessen zou een afwegingshulpmiddel een rol kunnen spelen. In dit afwegingshulpmiddel kan in het kader van een verbetering van de ruimtelijke kwaliteit van een gebied een plaats worden gegeven aan de bijdrage van de bodemkwaliteit. Er zou dus sprake kunnen zijn van een soort omgevingskwaliteitsindicator, waarbinnen de bodemkwaliteit een rol speelt.

C3.5 **Samenloop bij inrichtingswerkzaamheden**

Beschrijving van de case

In een gebied vinden verschillende werkzaamheden in de ondergrond plaats ten bate van infrastructuurle werken (zie fig. C4). De bodemkwaliteit is bij deze werkzaamheden geen issue van betekenis. Bovendien is er geen specifiek streven om de ruimtelijke kwaliteit door de ingreep te verbeteren. In tabel C9 worden de actoren en belangen weergegeven.

Proceseigenaar

De proceseigenaar is in deze gevallen veelal de inrichter.



Fig. C4. Inpassing van lijninfrastructuur.

Tabel C9. Actoren en belangen.

actor	belang	
	moeten	willen
gebiedsbeheerder (gemeenten en/of provincies)		- realisatie van de infrastructuur - minimale overlast
aanlegger van infrastructuur	- realisatie van de inrichting	- minimale kosten - goed imago
huidige bewoners en betrokkenen van gebied		- geen overlast - goede ontsluiting

Belangrijke perspectieven en oplossingsrichtingen

De integratie van de verbetering van de bodemkwaliteit is hier waarschijnlijk niet direct mogelijk, aangezien hier veeleer inpassingsproblemen spelen dan een streven naar een verbetering van de ruimtelijke kwaliteit; denk bijvoorbeeld aan de inpassing van de Betuwelijn. Alleen het signaleren van kansen voor het verbeteren van de bodemkwaliteit zou hier een mogelijkheid kunnen zijn.

Wenselijkheid van een afwegingssystematiek

In dit geval lijkt geen rol weggelegd voor een afwegingssystematiek, aangezien geen van de actoren belang lijkt te hebben bij de verbetering van de bodemkwaliteit.

HOOFDSTUK C4

AFWEGINGSSYSTEMATIEKEN

Uit het vorige hoofdstuk is gebleken dat afwegingssystematieken, onder bepaalde randvoorwaarden, bij alle cases een rol kunnen spelen. Voor de ontwikkeling van een afwegingssysteem zou kunnen worden gekeken naar een bepaalde clustering van de problematiek. Daarna wordt een omschrijving van de mogelijke afwegingssystematieken gegeven en gekeken naar de wenselijkheid van de ontwikkeling van dergelijke afwegingssystematieken.

C4.1 Moeten en willen

Twee factoren lijken van groot belang voor het afwegingsproces bij verbetering van de bodemkwaliteit:

1. beleidsmatige randvoorwaarden waaruit blijkt dat een gebied of locatie niet geschikt is voor de huidige of gewenste bestemming;
2. maatschappelijke urgentie of draagvlak voor inrichtingswerkzaamheden.

Deze twee factoren worden samengevat onder de begrippen 'moeten' en 'willen'. Het 'moeten' geeft de beleidsmatige noodzaak van maatregelen betreffende de bodemkwaliteit aan. Het 'willen' geeft aan dat er een bepaalde inrichtingsactiviteit in een gebied of locatie zal plaatsvinden. Dit 'willen' vormt de basis voor een gebiedsgerichte aanpak.

In tabel C10 worden beide factoren in relatie tot mogelijke situaties weergegeven.

Tabel C10. Mogelijke strategieën op basis van 'moeten' en 'willen' met voorbeelden van inrichtingsprocessen.

		willen	
		ja	nee
moeten	ja	- aanpak bovengrond in stedelijk gebied (ISV-gemeente) - programmasaneerder	- sommige bedrijventerreinen (brownfields) - stortplaatsen in het landelijk gebied - verontreiniging binnen waterwingebied
	nee	- diffuse verontreinigingen binnenstad - gebiedsgericht inrichtingsproces - ecologische hoofdstructuur - reconstructie landelijk gebied - revitalisatie bedrijventerreinen	- diffuse verontreiniging landelijk gebied - grote infrastructurele werken (lijngericht inrichtingsproces) - dieper grondwater zonder (potentieel) blootgesteld object - nitraatproblematiek - geen bodemverontreiniging

Bij deze schematische weergave zijn de volgende opmerkingen van belang:

1. Bij een bepaald geval zal het niet goed mogelijk zijn om echt de verschillende situaties te onderscheiden. Zo kan er bijvoorbeeld ook sprake zijn van een beetje 'willen'. Het schema vormt dus een spectrum tussen willen/niet-willen en moeten/niet-moeten.
2. Door beleidsontwikkelingen of ruimtelijke dynamiek in een gebied is het goed mogelijk dat een bepaalde locatie van het ene vak naar het andere vak gaat. Als er bijvoorbeeld strenge maatregelen worden geëist voor het bereiken van de nitraatrichtlijn, is het mogelijk dat deze problematiek van rechtsonder (nee/nee) naar rechtsboven gaat (nee/ja).

C4.2 Afwegingshulpmiddelen

C4.2.1 Vier strategieën

Er kunnen vier strategieën worden bedacht voor het verkrijgen van een betere bodemkwaliteit in de genoemde indeling (zie tabel C10). In tabel C11 worden de strategieën weergegeven.

Tabel C11. Vier strategieën voor het verkrijgen van een betere bodemkwaliteit.

moeten	ja	willen	
		ja	nee
	nee	<i>optimaliseren</i>	<i>toebedelen</i>
		<i>integreren</i>	<i>signaleren</i>

Hieronder worden de vier kwadranten besproken:

Optimaliseren

In deze situatie zijn middelen en doelen min of meer uitgekristaliseerd. Kortom, er is een redelijke overeenstemming over het 'moeten'. Hierdoor is er sprake van een draagvlak voor het nemen van maatregelen. Bovendien is er veelal een proceseigenaar voor een gebiedsgerichte aanpak. In dit geval is vooral sprake van *optimalisatie* van de middelen voor de realisatie van de doelen. Dit betekent dat in dit soort gevallen elke partij de maximale opbrengst (in de brede zin) van zijn investering wil, ofwel de hoogste kosteneffectiviteit.

Toebedelen

Er is in deze situatie wel de noodzaak tot verbetering van de bodemkwaliteit aanwezig. Kortom, er 'moet' wel wat gebeuren. Er is echter sprake van stagnatie van het individuele bodemsaneringsproces, omdat er vaak sprake is van onvoldoende (financiële) middelen. Stagnatie op gebiedsniveau kan worden doorbroken doordat een gebiedsgerichte aanpak kan leiden tot een kostenreductie. Bovendien is het mogelijk om een gedragen gebiedsvisie te ontwikkelen, waardoor een draagvlak ontstaat voor een gezamenlijke aanpak. Er ontbreekt veelal een proceseigenaar op gebiedsniveau, die duidelijk iets 'wil' met het gebied. Hier is het belangrijk om de 'pot' voor een gebiedsaanpak gevuld te krijgen. Een meest werkbare strategie is in dit geval het *toebedelen* van de lusten en lasten van de bodemsanering op een voor alle partijen acceptabele manier.

Integreren

Er is in dit geval geen noodzaak tot het verbeteren van de bodemkwaliteit. Het 'moeten' op het gebied van bodemkwaliteit ontbreekt. Het kan echter wel wenselijk zijn om de bodemkwaliteit door het optimaal benutten van de samenloop met andere werkzaamheden in het gebied te verbeteren. De proceseigenaar heeft in dit soort situaties veelal geen verplichting om de bodemkwaliteit te verbeteren, maar 'wil' wel een kwalitatief hoogwaardig gebied. Het bodembelang zou hier kunnen worden *geïntegreerd* in andere (milieu)belangen, zodat een verbetering van de bodemkwaliteit een plaats krijgt in een integrale afweging en een streven naar een betere milieukwaliteit. Kortom, bodem moet hier concurreren met andere doelen.

Signaleren

Er is in dit geval geen drijvende kracht voor verbeteringen van de bodemkwaliteit, noch vanuit het perspectief van beleid noch vanuit het inrichtingsproces. Er ontbreekt een proceseigenaar die zich verantwoordelijk voelt voor het verbeteren van de kwaliteit van een gebied. Belangrijk is

in dit geval om kansen te *signaleren* om de situaties in dit vak te verplaatsen naar een andere vak. Dit kan bijvoorbeeld door het kijken naar mogelijkheden die zich in het kader van herinrichting in de loop van de tijd in het gebied voordoen. Op dit gebied zou wellicht een soort BKR-regeling kunnen worden ingesteld, waarbij ten minste bijvoorbeeld 5 % van de projectkosten moet worden geïnvesteerd in een verbetering van de ruimtelijke kwaliteit. Zodoende verplaatst een geval zich van dit vak naar de strategie 'integreren'.

C4.2.2 Afwegingshulpmiddelen

Bij drie van deze strategieën kunnen afwegingshulpmiddelen een rol spelen, te weten optimaliseren, toebedelen en integreren. Bij signaleren speelt alleen het kijken naar kansen die zich mogelijkwijs voordoen een rol. Indien deze kansen zich voordoen zal het geval veelal doorschuiven naar de andere strategieën. Hierna wordt een kort beeld geschetst van afwegingshulpmiddelen bij deze drie strategieën.

Optimaliseren

Context

Het huidige RMK-tool richt zich op de optimalisatie van de aanpak van bodemverontreiniging op locatieniveau. Het is wenselijk om dus aan te sluiten bij het huidige RMK-tool en dit naar een gebiedsniveau te ontwikkelen.

Afwegingshulpmiddel

Een afwegingshulpmiddel zou dus vergelijkbaar kunnen zijn aan RMK met de volgende aanpassingen:

1. Inzichtelijk maken van de verhouding van de uitkomsten op R, M en K op gebiedsniveau. In het programma van eisen wordt hieraan vorm gegeven (zie bijlage C1).
2. Meenemen van locale factoren die van belang kunnen zijn bij de afweging. Te denken valt aan: hinder (stank en geluidsoverlast), gebruiksbependingen, waardeverandering en onzekerheden.
3. Relatie tot het programma van eisen van een sanering inzichtelijk maken (zie bijlage C1).

Doelgroep

Bevoegd gezag, gebiedsbeheerders, adviesbureaus en probleemhebbers (vergelijkbaar met het huidige consortium).

Realiseerbaarheid en kosten

Dit kan waarschijnlijk op relatief korte termijn worden gerealiseerd.

Tijdspad

Het lijkt goed snel casegericht te kijken naar een gebiedsgerichte toepassing van RMK. Op basis van deze case zou dan kunnen worden gekeken of er verdere ontwikkelingen wenselijk of nodig zijn.

Toebedelen

Context

In dit geval gaat het om situaties waar stagnatie van de verbetering van de bodemkwaliteit plaatsvindt. Naast organisatorische middelen (bijvoorbeeld het aanwijzen van een proceseigenaar) is hier mogelijkwijs wel een rol weggelegd voor afwegingshulpmiddelen in het zoeken naar financieringsconstructies Dit is echter pas een stap die na het vaststellen van een organisatievorm van de betrokken partijen kan worden genomen. Een afwegingshulpmiddel kan hier een rol vervullen in het toebedelen van de lusten en de lasten tussen de verschillende betrokkenen. Een afwegingshulpmiddel zou dus moeten bijdragen aan het realiseren van kostenverdeel-

sleutels. Er zijn hiervoor in het verleden instrumenten ontwikkeld om de financiële draagkracht van bedrijven voor milieumaatregelen te onderzoeken. Deze instrumenten hebben echter vooralsnog weinig ingang tot de praktijk verkregen.

Afwegingshulpmiddel

Een afwegingshulpmiddel zou zich in eerste instantie moeten richten op de financiële haalbaarheid. Dit zou bijvoorbeeld kunnen door de introductie van gebiedsgerichte verhandelbare vervuilingsequivalenten, waardoor voor het totale gebied de bodemkwaliteit kan worden verbeterd. Dit kan leiden tot een optimale inzet van middelen over het gebied.

Doelgroep

Bevoegd gezag, projectontwikkelaars, adviesbureaus en probleemhebbers.

Realiseerbaarheid en kosten

De realiseerbaarheid van dit project is mede gelegen in het feit of er een draagvlak is voor afwegingshulpmiddelen op het gebied van de financiële haalbaarheid. Dit betekent namelijk dat het onderhandelingsproces een meer open karakter krijgt. De realisatie van een dergelijk afwegingshulpmiddel ligt waarschijnlijk op de middenlange termijn.

Integreren

Context

De strategie 'integreren' komt voort uit het feit dat bij deze inrichtingsprocessen de bodemkwaliteit niet of slechts in geringe mate een drijvende kracht is voor het ondernemen van actie. Een mogelijkheid is om in deze gevallen de bodemkwaliteit te laten meeliften met een algeheel streven naar een betere omgevingskwaliteit. Dit betekent dat, indien de bijdrage van de bodemkwaliteit aan de omgevingskwaliteit aannemelijk wordt gemaakt, er dus een gerichte inzet van middelen op de bodemkwaliteit mogelijk wordt.

Afwegingshulpmiddel

Het afwegingshulpmiddel zou een soort indicator voor de omgevingskwaliteit kunnen zijn. Door middel van een dergelijk indicator kan op basis van doelstellingen met een gebied ruimtelijk beter inzicht ontstaan in de kwaliteit en mogelijkheden van een gebied. Deze omgevingskwaliteitsindicator zou een integraal inzicht moeten geven in de verschillende sectorale aspecten van de omgevingskwaliteit in de vorm van kaartbeelden. Bodem en water vormen namelijk de dragers van het inrichtingsproces.

Bij deze sectorale aspecten wordt aan de volgende functiegerichte aspecten gedacht:

- waterkwaliteit (boven- en ondergronds);
- waterkwantiteit (boven- en ondergronds);
- bodemkwaliteit.

Indien in een vroeg stadium rekening wordt gehouden met water en bodem kan de kwaliteit van de inrichting verbeteren. Dit kan bijvoorbeeld in het beheer van een gebied leiden tot kostenreductie.

Andere voor het afwegingshulpmiddel relevante sectorale aspecten zijn gebruikgericht en hangen meer samen met de belevingswaarde van een gebied:

- lokale luchtkwaliteit (stank en stof);
- geluidshinder.

Deze sectorale aspecten kunnen worden geïntegreerd in een indicator en kaartbeelden met het oog op het realiseren van een hogere omgevingskwaliteit door middel van inrichtings- en beheersmaatregelen. De waardering van deze sectorale aspecten kan per gebied variëren en is sterk afhankelijk van de verschillende actoren in een gebied. Drie categorieën zouden in dit verband relevant kunnen zijn: veiligheid (of risico's), belevingswaarde en duurzaamheid.

Doelgroep

Gebiedsbeheerders, ontwikkelaars van infrastructurele projecten, Dienst Landelijk Gebied, rijksoverheid en adviesbureaus.

Realiseerbaarheid

Het lijkt goed mogelijk om aan de hand van verscheidene cases te kijken naar de mogelijkheden van een omgevingsindicator bij inrichtings- en beheersvraagstukken. Dit zou bijvoorbeeld kunnen bij cases die gerelateerd zijn aan het landelijk gebied, stedelijk gebied en industrieterreinen. Bij deze cases zou ook de rol van de bodemkwaliteit een duidelijke plek moeten krijgen. Deze studie zou kunnen leiden tot een eerste aanzet voor een omgevingskwaliteitsindicator.

C4.3 Conclusies en aanbevelingen

C4.3.1 Conclusies

Om een gebiedsgerichte aanpak van de verbetering van de bodemkwaliteit te realiseren kunnen verschillende inrichtingsprocessen worden gepositioneerd op de assen 'moeten' (de noodzaak tot verbetering van de bodemkwaliteit) en 'willen' (een bepaalde inrichting in een gebied willen realiseren). Afhankelijk van de positie van de gebiedsgerichte aanpak kan een strategie worden geformuleerd. In het volgende kwadrant (zie fig. C12) worden de mogelijke strategieën en inrichtingsprocessen weergegeven.

Tabel C12. Mogelijke strategieën op basis van 'moeten' en 'willen' met voorbeelden van inrichtingsprocessen.

	willen	
	ja	nee
	<i>optimaliseren</i> - aanpak bovengrond in stedelijk gebied (ISV-gemeente) - programmasaneerder	<i>toebedelen</i> - sommige bedrijventerreinen (brownfields) - stortplaatsen in het landelijk gebied - verontreiniging binnen waterwingebied
moeten	<i>integreren</i> - diffuse verontreinigingen binnenstad - gebiedsgericht inrichtingsproces - ecologische hoofdstructuur - reconstructie landelijk gebied - revitalisatie bedrijventerreinen	<i>signaleren</i> - diffuse verontreiniging landelijk gebied - grote infrastructurele werken (lijngericht inrichtingsproces) - dieper grondwater zonder (potentieel) blootgesteld object - nitraatproblematiek - geen bodemverontreiniging
	nee	

Bij drie strategieën (optimaliseren, toebedelen en integreren) kunnen afwegingshulpmiddelen een rol spelen bij het op de kaart zetten van bodem.

C4.3.2 Aanbevelingen

Een maximale bijdrage van afwegingshulpmiddelen voor het verbeteren van de effectiviteit en efficiëntie van de bodemkwaliteit op gebiedsniveau ligt waarschijnlijk in de ontwikkeling van twee afwegingshulpmiddelen.

Deze twee afwegingshulpmiddelen zijn:

- een afwegingshulpmiddel op gebiedsniveau bij de *optimalisatie* van de aanpak van de bodemverontreiniging zou casegericht kunnen worden ontwikkeld op basis van het huidige RMK-tool;
- een afwegingshulpmiddel op gebiedsniveau voor het *integreren* van de bodemkwaliteit bij inrichtingsprocessen zou kunnen bestaan uit een omgevingskwaliteitindicator.

Op dit moment lijkt het niet zinnig om een afwegingshulpmiddel voor *toebedelen* te ontwikkelen, aangezien hiervoor waarschijnlijk het draagvlak ontbreekt.

BIJLAGE C1

SAMENVATTING VAN HET PROGRAMMA VAN EISEN VOOR DE ONTWIKKELING VAN RMK VOOR HET LOCATIESPECIFIEK AFWEGEN

Binnen het NOBIS-programma is RMK ontwikkeld als locatiegerichte afwegingssystematiek voor bodemsaneringvarianten. RMK had tot doel het nadenken over de aanpak van bodemsanering te stimuleren. Bovendien richtte RMK zich op het positioneren van in situ sanering ten opzichte van traditionele varianten. Om RMK als volwaardig instrument voor het afwegen op locatie-niveau te laten fungeren, worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- het toepassen van RMK in de praktijk, zodat ervaringen ontstaan over het afwegen met RMK binnen de beleidscontext;
- beheer van deze ervaringen en kennis, zodat informatie ontstaat over de toepassing van begrippen als kosteneffectiviteit en stabiele eindsituatie in de praktijk.

Hiervoor is een soort kennis- en beheersplatform voor RMK noodzakelijk.

Daarna kan op basis van deze ervaringen worden gekeken naar wenselijke verbeteringen van RMK. Te denken valt aan:

- integratie van begrippen binnen BEVER;
- meenemen van overlastaspecten (hinder en inkomstenderving en dergelijke) binnen RMK.

BIJLAGE C2

GEÏNTERVIEWDEN

Martin Biet
Harry Vissers
Willem van Hattem
Robert Boom
Bert Gosselink
De heer van Heijst
De heer de Haas

Provincie Noord-Brabant
Provincie Noord-Brabant
Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam
Stichting Bodemsanering NS
Waterleidingmaatschappij Overijssel
Gemeente Zwolle, grondbedrijf
Gemeente Zwolle, grondbedrijf