

**Beste Beschikbare Technieken (BBT)
bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten
en bij grondreinigingscentra**

Beste Beschikbare Technieken (BBT) bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij grondreinigingscentra

*L. Goovaerts, R. Lookman, K. Vanbroekhoven, J. Gemoets
en K. Vrancken*



ACADEMIA PRESS



<http://www.emis.vito.be>

© Academia Press – Gent
Eekhout 2
9000 Gent

Deze uitgave kwam tot stand in het kader van het project 'Vlaams kenniscentrum voor de Beste Beschikbare Technieken en bijhorend Energie en Milieu Informatie Systeem' (BBT/EMIS) van het Vlaams Gewest.

Initiatiefnemers van BBT/EMIS zijn de ministers voor Wetenschapsbeleid en voor Leefmilieu, de Vlaamse Administraties Leefmilieu (AMINAL) en Economie (Afdeling Natuurlijke Rijkdommen en Energie) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek. Voor de sturing en begeleiding verleenden ook IWT, OVAM, VLM, VMM en de betrokken bedrijfstakorganisaties hun medewerking.

Hoewel al het mogelijke gedaan is om de accuraatheid van de studie te waarborgen, kunnen noch de auteurs, noch Vito, noch het Vlaams Gewest aansprakelijk gesteld worden voor eventuele nadelige gevolgen bij het gebruik van deze studie. Specifieke vermeldingen van procédés, merknamen, enz. moeten steeds beschouwd worden als voorbeelden en betekenen geen beoordeling of engagement.

De gegevens uit deze studie zijn geactualiseerd tot 2006.

De uitgaven van Academia Press worden verdeeld door:

Wetenschappelijke Boekhandel J. STORY-SCIENTIA BVBA
Sint-Kwintensberg 87
9000 Gent
Tel. (09) 225 57 57 - Fax (09) 233 14 09

Voor Nederland:
Ef & Ef
Eind 36
6017 BH Thorn
Tel. 0475 561501 - Fax 0475 56 16 60

L. Goovaerts, R. Lookman, K. Vanbroekhoven, J. Gemoets en K. Vrancken
Beste Beschikbare Technieken (BBT) bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij grondreinigingscentra
Gent, Academia Press, 2006, xv + 191 pp.

Opmaak: proxess.be

ISBN: 978 90 382 1087 2
Wettelijk Depot: D/2007/4804/74
Bestelnummer U 975
NUR 973

Voor verdere informatie, kan u terecht bij:

BBT-kenniscentrum
VITO
Boeretang 200
B-2400 MOL
Tel. 014/33 58 68
Fax 014/32 11 85
e-mail: bbt@vito.be

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of vermenigvuldigd door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

TEN GELEIDE

In opdracht van de Vlaamse Regering is bij VITO, de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, in 1995 een Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken opgericht. Dit BBT-kenniscentrum, heeft als taak informatie te verspreiden over milieuvriendelijke technieken in bedrijven. Doelgroepen voor deze informatie zijn milieuverantwoordelijken in bedrijven en de overheid. De uitgave van dit boek kadert binnen deze opdracht. Het BBT-kenniscentrum wordt, samen met het zusterproject EMIS (<http://www.emis.vito.be>) begeleid door een stuurgroep van het Vlaams Gewest met vertegenwoordigers van de Vlaamse ministers van Leefmilieu en Energie, de administraties Leefmilieu (Aminal), Economie (ANRE) en Wetenschapsbeleid (AWI) en de instellingen IWT, OVAM, VLM en VMM.

Milieuvriendelijke technieken zijn erop gericht de milieuschade die bedrijven veroorzaken te beperken. Het kunnen technieken zijn om afvalwater en afgassen te zuiveren, afval te verwerken of bodemvervuiling op te ruimen. Veel vaker betreft het echter preventieve maatregelen die de uitstoot van vervuilende stoffen voorkomen en het energie- en grondstoffenverbruik reduceren. Indien dergelijke technieken, in vergelijking met alle gelijkaardige technieken, het best scoren op milieugebied én indien ze bovendien betaalbaar blijken, spreken we over Beste Beschikbare Technieken of BBT.

Milieunormen die aan bedrijven worden opgelegd, zijn in belangrijke mate gebaseerd op de BBT. Zo zijn de Vlarem II sectorale normen vaak een weergave van de mate van milieubescherming die met de BBT haalbaar is. Het bepalen van de BBT is daarom niet alleen nuttig als informatiebron voor bedrijven, maar ook als referentie waarvan de overheid nieuwe milieunormen kan afleiden. In bepaalde gevallen verleent de Vlaamse overheid ook subsidies aan bedrijven als deze investeren in de BBT.

Het BBT-kenniscentrum werkt BBT-studies uit per bedrijfstak of per groep van gelijkaardige activiteiten. Deze studies beschrijven de BBT en geven achtergrondinformatie. De achtergrondinformatie laat milieu-ambtenaren toe de dagelijkse bedrijfspraktijk beter aan te voelen en geeft bedrijfsverantwoordelijken aan wat de wetenschappelijke basis is voor de verschillende milieuvorwaarden. De BBT worden getoetst aan de vergunningsnormen en de voorwaarden voor een ecologiepremie die in Vlaanderen van kracht zijn. Soms zijn suggesties gedaan om deze normen en regels te verfijnen. Het verleden heeft geleerd dat de Vlaamse Overheid de gesuggereerde verfijningen vaak effectief gebruikt voor nieuwe Vlarem-reglementering en regels voor ecologiepremie. In afwachting hiervan moeten ze echter als niet-bindend worden beschouwd.

BBT-studies zijn het resultaat van een intensieve zoektocht in de literatuur, bezoeken aan bedrijven, samenwerking met sectorexperts, het bevragen van leveranciers, uitgebreide contacten met bedrijfsverantwoordelijken en ambtenaren, etc. Het spreekt voor zich dat de geschetste BBT overeenkomen met een momentopname en dat niet alle BBT -nu en in de toekomst- in dit werk opgenomen kunnen zijn.

LEESWIJZER

Hoofdstuk 1 Inleiding

licht eerst het begrip “Beste Beschikbare Technieken” toe en de invulling ervan in Vlaanderen en schetst vervolgens het algemene kader van voorliggende BBT-studie. Ondermeer het voor-nemen, de hoofddoelstellingen en de werkwijze van deze BBT-studie worden hierbij verduide-lijkt.

Hoofdstuk 2 Socio-economische en milieu-juridische situering van de sector

bevat een socio-economische doorlichting van de sector van de bodemsaneringen. Hier wordt omschreven welke activiteiten wel en niet in de studie opgenomen werden. In dit hoofdstuk wordt tevens het belang weergegeven van de sector met aantal bedrijven met overzicht van de geselecteerde bodemsaneringstechnieken in de decretaal ingediende bodemsaneringsprojecten. Daarnaast worden de voornaamste wettelijke bepalingen inzake milieuregelgeving opgesomd die op de van toepassing (kunnen) zijn.

Hoofdstuk 3 Procesbeschrijving

beschrijft in detail de verschillende bodemsaneringstechnieken. Vooraf worden de mogelijke saneringsprincipes en -trajecten besproken. Daarna volgt voor elk van de mogelijke bodem-saneringstechnieken een beschrijving en worden telkens de bijbehorende milieuproblemen en de beschikbare milieumaatregelen geschetst.

Hoofdstuk 4 Beschikbare milieuvriendelijke technieken

evalueert de milieuvriendelijke maatregelen, welke worden ingezet om de saneringsoperatie ‘milieuvriendelijker’ uit te voeren en dus de verschuivingen van het ene compartiment naar het andere te beperken of te voorkomen, naar hun impact op milieu, technische haalbaarheid en kostprijs.

Hoofdstuk 5 Aanbevelingen op basis van de Beste Beschikbare Technieken

geeft suggesties om de bestaande milieuvergunningsvoorwaarden te concretiseren en/of aan te vullen.

INHOUDSTAFEL

TEN GELEIDE	I
LEESWIJZER	III
SAMENVATTING	IX
ABSTRACT	XIII
Hoofdstuk 1. INLEIDING	I
<i>1.1. Beste Beschikbare Technieken in Vlaanderen</i>	I
1.1.1. Definitie	I
1.1.2. Beste Beschikbare Technieken als begrip in het Vlaamse milieubeleid	I
1.1.3. Het Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken	3
<i>1.2. De BBT-studie bij bodemsaneringen</i>	3
1.2.1. Doelstellingen van de studie	3
1.2.2. Inhoud van de studie	3
1.2.3. Begeleiding	4
Hoofdstuk 2. SOCIO-ECONOMISCHE EN MILIEU-JURIDISCHE SITUERING VAN DE SECTOR	5
<i>2.1. Omschrijving en afbakening van de bedrijfstak</i>	5
<i>2.2. Milieu-juridische aspecten</i>	7
2.2.1. Vlaams kader	7
2.2.2. Waals kader (www.just.fgov.be/index_nl.htm)	16
2.2.3. Brussels kader (www.ibgebim.be/)	16
2.2.4. Europese wetgeving	18
2.2.5. Andere Europese landen	20
Hoofdstuk 3. PROCESBESCHRIJVING, MILIEU-HYGIËNISCHE ASPECTEN EN MAATREGELEN	27
<i>3.1. Mogelijke saneringsprincipes en -trajecten</i>	27
<i>3.2. Traject 1: Civieltechnische beheersing</i>	30
3.2.1. Concept 1: Horizontale bovenafdichting	30
3.2.2. Concept 2: Horizontale onderafdichtingen	34
3.2.3. Concept 3: Waterkerende verticale afdichtingen	36
3.2.4. Concept 4: Grondwateronttrekking tbv civieltechnische beheersing	42
<i>3.3. Traject 2: Ontgraven</i>	48
3.3.1. Concept 1: Ontgraven	48
3.3.2. Concept 2: grondkerende verticale afdichtingen	52
3.3.3. Concept 3: waterkerende verticale afdichtingen	55

3.3.4.	Concept 4: Transport en overslag	55
3.3.5.	Concept 5: Ex-situ grondreiniging	58
3.3.6.	Concept 6: Ex-situ immobilisatie	72
3.3.7.	Concept 7: Saneringsberging	73
3.3.8.	Concept 8: Grondwateronttrekking tbv grondwaterstandverlaging	74
3.3.9.	Concept 9: Grondwaterzuivering	74
3.4.	Traject 3: Hydrogeologische beheersing:	95
3.4.1.	Concept 1: Onttrekken van water ten behoeve van hydrogeologische beheersing	95
3.5.	Traject 4: Pump & treat	96
3.5.1.	Concept 1: Onttrekken van water	96
3.5.2.	Concept 2: Herinfiltreren van water	96
3.5.3.	Concept 3: Grondwaterzuivering	96
3.6.	Traject 5: In situ drijfslaagverwijdering (LNAPL)	96
3.6.1.	Concept 1: Actieve in situ drijfslaagverwijdering	96
3.6.2.	Concept 2: Passieve (gravitaire) drijfslaagverwijdering	98
3.7.	Traject 6: In situ zaklaagverwijdering (DNAPL)	98
3.8.	Traject 7: In-situ bodemspolven	99
3.8.1.	Concept 1: Infiltreren van water ten behoeve van extractie	99
3.8.2.	Concept 2: infiltreren van detergenten ten behoeve van extractie	102
3.8.3.	Concept 3: infiltreren van co-solventen ten behoeve van extractie	103
3.8.4.	Concept 4: In-situ recirculatiebron	104
3.9.	Traject 8: In-situ elektroreclamatie	104
3.9.1.	Concept 1: Electromigratie/elektrodepositie	104
3.10.	Traject 9: Fytoremediatie	106
3.10.1.	Concept 1: Aanbrengen van planten ten behoeve van fytoextractie of fytostabilisatie	107
3.11.	Traject 10: Bodemluchtexttractie	109
3.11.1.	Concept 1: Onttrekken van bodemlucht ten behoeve van in-situ verwijdering van vluchtige pollutanten uit de bodem.	109
3.11.2.	Concept 2: Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandverlaging	112
3.11.3.	Concept 3: Luchtzuivering	112
3.12.	Traject 11: Persluchtinjectie	118
3.12.1.	Concept 1: Injectie van lucht ten behoeve van in-situ strippen van vluchtige pollutanten uit het grondwater	118
3.12.2.	Concept 2: Luchtzuivering	120
3.13.	Traject 12: Bioventing	120
3.13.1.	Concept 1: Onttrekken van bodemlucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de pollutanten	120
3.13.2.	Concept 2: Luchtzuivering	122
3.14.	Traject 13: Biosparging	123
3.14.1.	Concept 1: Injectie van lucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de pollutanten	123

3.15. Traject 14: In-situ thermische reiniging	125
3.15.1. Concept 1: Stoominjectie	125
3.15.2. Concept 2: Stroominjectie	127
3.16. Traject 15: in-situ chemische oxidatie	129
3.16.1. Concept 1: Infiltreren van waterige oplossing van oxidant of injectie van gasvormig oxidant ten behoeve van chemische destructie van polluenten.	129
3.17. Traject 16: In-situ bioremediatie	131
3.17.1. Concept 1: Infiltreren van nutriënten, bacteriën, elektronenacceptoren ten behoeve van aërobe biologische omzetting Concept 2: Injectie/infiltratie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische omzetting van chloorwaterstoffen Concept 3: Injectie/infiltratie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische vastlegging van metalen (in-situ bioprecipitatie)	131
3.18. Traject 17: Reactieve schermen	134
3.18.1. Concept 1 Aanbrengen van een chemisch reactieve zone.	134
Aanbrengen van een adsorptieve zone.	134
Aanbrengen van een biologische reactieve zone – aëroob	134
Aanbrengen van een biologische reactieve zone – anaëroob	134
3.18.2. Concept 2: Waterkerende verticale afdichting	136
3.19. Traject 18: Natuurlijke attenuatie	136
3.19.1. Concept 1: Natuurlijke attenuatie	136
 Hoofdstuk 4. SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN (BBT)	139
4.1. Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken bij het uitvoeren van bodemsanerings- en grondreinigingstechnieken	139
4.2. BBT conclusies	150
4.2.1. Luchtzuiveringstechnieken voor bodemlucht	150
4.2.2. Waterzuiveringstechnieken	152
 Hoofdstuk 5. AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN	163
5.1. Aanbevelingen voor de milieuvergunningvoorwaarden	163
5.1.1. Algemeen	163
5.1.2. BBT en lucht	163
5.1.3. BBT en verbrandingslucht	165
5.1.4. BBT en water	167
5.1.5. BBT en geluid	173
5.2. Aanbevelingen voor ecologiepremie	173
5.2.1. Inleiding	173

5.2.2.	Toetsing van de milieuvriendelijke technieken voor het uitvoeren van bodemsaneringen aan de criteria voor ecologiepremie	175
BIBLIOGRAFIE		177
LIJST DER AFKORTINGEN		179
BIJLAGEN		181
Bijlage 1.	MEDEWERKERS BBT-STUDIE	183
Bijlage 2.	OVERZICHT SAMENHANG TRAJECT-CONCEPT-TECHNIEK	187
Bijlage 3.	CRITERIA TER BEOORDELING VAN PERSISTENT EN/OF BIOACCUMULATIEF KARAKTER VAN STOFFEN	191

SAMENVATTING

Het BBT-kenniscentrum, opgericht in opdracht van de Vlaamse Regering bij Vito, heeft tot taak het inventariseren, verwerken en verspreiden van informatie rond milieuvriendelijke technieken. Tevens moet het centrum de Vlaamse overheid adviseren bij het concreet maken van het begrip Beste Beschikbare Technieken (BBT).

Voorliggende studie is gericht op het uitvoeren van in-situ en ex-situ bodemsaneringsprojecten. In Vlaanderen zijn bijna 20 grondreinigingsbedrijven vergund. Deze bedrijven zijn gespecialiseerd in het reinigen van grond die vrijkomt bij het saneren van de bodem. De ligging van de grondreinigingsbedrijven is over het algemeen buiten de bebouwde kom of in ieder geval op een industrieterrein. Aspecten die van belang zijn voor locatie zijn de beschikbaarheid van aan- en afvoerroutes en de hinder die hierdoor kan ontstaan. Bij grondreinigingsbedrijven kan men denken aan milieu-aspecten als geluids-, stank- of stofhinder, brand- en explosiegevaar en lokale luchtverontreiniging. Maar de meeste bodemsaneringswerken bestaan vaak uit activiteiten op het terrein zelf (on-site). Deze activiteiten gebeuren meestal door aannemers gespecialiseerd in bodemsaneringen, hiervan zijn er ook een aantal in Vlaanderen aanwezig.

In deze studie wordt de impact van het uitvoeren van de verschillende gebruikte saneringstechnieken, on-site en off-site, op het milieu en de ingezette maatregelen om deze milieubelasting te beperken geëvalueerd. De saneringstechnieken op zich worden dus niet geëvalueerd. De beschreven milieuvriendelijke technieken hebben hoofdzakelijk betrekking op twee thema's: luchtzuivering en grondwaterzuivering. Organische componenten (VOS) en geur uit bodemlucht zijn de belangrijkste emissies die vrijkomen bij bodemsaneringen. De meest voorkomende grondwaterverontreinigingen zijn VOCl, BTEX, minerale olie, PAK, zware metalen en MTBE.

De BBT selectie en adviesverlening is tot stand gekomen op basis van literatuuronderzoek en bijkomende ondersteuning vanwege experts binnen deze sector. Aanvullend werd overleg gepleegd met o.a. vertegenwoordigers van de federaties en specialisten uit de administratie en adviesbureaus. Het formeel overleg gebeurde in het begeleidingscomité, waarvan de samenstelling terug te vinden is in bijlage 1.

Er zijn een ganse reeks van preventieve maatregelen BBT bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij GRC's, waaronder maatregelen ter beperking van stof en VOS emissies (zie volgende paragrafen) en het vermijden van geluidsemissies. Deze preventieve maatregelen worden in *Achilles* reeds opgelegd.

De ingezette luchtzuiveringstechnieken voor VOS dragen bij tot het verwijderen van stof en de hieraan gebonden zware metalen.

Volgende technieken ter voorkoming van luchtverontreiniging zijn BBT:

- plaatsen van deklagen op verontreinigde grond
- sproeiers plaatsen
- windschermen plaatsen
- werfwegen en stockageplaatsen stofvrij houden door regelmatig te vegen (nat) en door gebruik te maken van wielwasinstallaties
- lossen van met VOS verontreinigde grond in overdekte hallen met afzuiging en verwijdering van VOS.

Voor het verwijderen van vluchtige organische componenten en geur zijn volgende bestaande technieken BBT:

- Actief koolfilter:
 - voor de meeste pollutanten bruikbaar
 - enkel voor het behandelen van droge lucht
 - *Achilles* schrijft het gebruik van twee adsorptie-units voor om doorslag van de filter in op te vangen of voorafgaandelijke berekeningen te maken van het doorslagpunt.
- Biofilter:
 - lucht moet vochtig zijn
 - pollutant moet biodegradeerbaar (C10-C16) zijn: VOCl's en BTEX niet
 - kleine concentraties
 - niet van toepassing in winter
 - meer onderhoud
 - wordt weinig gebruikt (ervaring 1 op 80 werven)
- Thermische verbrandingsunits:
 - indien autotherm kan worden gewerkt : dwz. bij zeer hoge belading t.h.v. het influent

Er werd een BBT-evaluatie uitgewerkt voor zes klassen van grondwaterverontreinigingen die vaak voorkomen bij bodemsaneringen; nl. VOCl, BTEX, minerale olie, PAK, zware metalen en MTBE. Dit leidde tot de volgende conclusies:

- Luchtstrippen is BBT voor het verwijderen van VOCl en BTEX. Deze techniek dient aangevuld worden met een nabehandeling van de lucht. Afhankelijk van de situatie wordt na het strippen nog nabehandeld met wateractieve kool.
- Voor het verwijderen van minerale olie zijn actieve koolfiltratie, luchtstrippen, biologische zuivering of een olie/waterafscheider BBT.
- Actieve koolfiltratie is BBT voor de verwijdering van PAK. Wanneer echter enkel naftaleen moet worden verwijderd zijn ook luchtstrippen en biologische zuivering BBT.
- Voor het verwijderen van zware metalen is precipitatie. Bij verwijderen van Cd wordt deze aangevuld met ionenwisseling.
- Voor het verwijderen van MTBE is het BBT te werken met een combinatie van actief kool, stripper en actieve koolfiltratie.

Op basis van de BBT conclusies stellen we volgende vergunningsvoorwaarden voor thermische grondverwerkingsinstallaties en vergunningsvoorwaarden ter beperking van luchtmissies bij bodemsaneringsprojecten voor.

Ter beperking van luchtmissies stellen we algemeen voor dat de bodemsaneringsdeskundige bij aanvang van het project aantoonde of er al dan niet een overschrijding is van de massastromen zoals aangegeven in Vlarem II bijlage 4.4.2 door meting of theoretische berekening.

- Indien overschrijding, dient men te voldoen aan de algemene voorwaarden uit bijlage 4.4.2 van Vlarem II.
- Indien geen overschrijding, geldt de 90% reductie regel, dwz. dat dient te worden aangetoond dat maximaal 10% van de component wordt geëmitteerd. Dit kan door uitvoering van regelmatige metingen van influent en effluent van de luchtzuiveringstechnieken en het opstellen van een massabalans voor het gehele saneringsproject.

Metingen dienen hierbij te worden uitgevoerd volgens genormeerde meetmethodes zoals vereist volgens EU normen bij controles op wettelijke grenswaarden.

Op basis van de BBT analyse kon geen voorstel geformuleerd worden voor vernieuwde sectorale lozingsvoorwaarden. Bij het vastleggen van lozingsvoorwaarden zal per project naast de

BBT-technieken ook rekening gehouden moeten worden met andere overwegingen zoals: milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater, impact op de waterzuiveringsinfrastructuur, risicoreductie, milieuverdiensite en kosten.

Om te komen tot aanvaardbare lozingsvoorwaarden kunnen de BBT gerelateerde reductiepercentages wel als uitgangspunt worden gehanteerd. De huidige lozingsseisen (tabel 5.3) kunnen dan gezien worden als bovengrens.

De bodemsaneringsdeskundige dient onderstaande leidraad in rekening te brengen bij de opmaak en de beoordeling van het bodemsaneringsproject.

Als leidraad geldt:

- dat het gezuiverde grondwater maximaal een nuttige bestemming moet krijgen en/of in de bodem geïnfilteerd.
- indien nuttig hergebruik en infiltratie geen (volledige) oplossing bieden, komt de lozing in oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht) in aanmerking.
- slechts in laatste instantie is de lozing op de openbare riolering aan de orde.

Verder onderzoek naar risico-evaluatie en kosten is aangewezen om te komen tot een lijst van haalbare lozingsvoorwaarden bij grondwatersaneringen.

Wat thermische grondbehandelingsinstallaties betreft stellen we voor de VDI richtlijn ook in Vlaanderen te hanteren. Eventueel kunnen de normen voor kwik en NO_x worden afgestemd op deze geldig voor afvalverbranding, nl. 0,1 mg Hg/ Nm^3 als halfuurgemiddelde, 0,05 mg Hg/ Nm^3 als daggemiddelde en 400 mg NO_x als daggemiddelde. In de VDI-richtlijn wordt geen melding gemaakt van een dioxinenorm. Indien men deze in Vlaanderen toch wenst in te voeren, kan men hiervoor overwegen deze over te nemen uit de normering voor verbranding van afval.

In het geval het gaat over *on-site installaties*, kan men overwegen hiervoor afwijkingen toe te staan. Deze installaties bieden immers een milieuvoordeel tov. off-site opgestelde installaties daar men de grond niet hoeft te transporteren naar de grondreinigingscentrale. Dit geeft dus minder emissies van NO_x (nl. 6,1 g/km), SO_2 (0,13 g/km), stof (0,28 g/km), KWS (1,2 g/km) en CO (2,7 g/km) en beperkt het ontstaan van mogelijke geluidshinder ten gevolge van transport. Normen voor on-site thermische installaties kunnen berekend worden op basis van de normen voor off-site installaties welke vermeerderd worden met de emissies die worden ‘bespaard’ tgv. vervoer over de weg rekening houdende met de doorzet van de installatie (ton per uur) en het bijhorende luchtdebiet van de gasreiniging.

Overzicht Duitse emissiegrenswaarden voor on-site en off-site opgestelde thermische grondbehandelingsinstallaties (VDI richtlijn 3898)

Polluent	VDI richtlijn	
	daggemiddelden in mg/Nm ³ bij 11 %O ₂	halfuur waarde in mg/Nm ³ bij 11 %O ₂
CO	50	100
Totaal stofdeeltjes	10	30
Totaal C-gehalte	10	20
HCl	10	60
HF	1	4
SO ₂	50	200
NO en NO ₂	200	400
Kwik	0,03	0,05
Dioxinen en furanen	-	-

ABSTRACT

The Centre for Best Available Techniques (BAT) is founded by the Flemish Government, and is hosted by Vito. The BAT centre collects, evaluates and distributes information on environmental friendly techniques. Moreover, it advises the Flemish authorities on how to translate this information into its environmental policy. Central in this translation is the concept “BAT” (Best Available Techniques). BAT corresponds to the techniques with the best environmental performance that can be introduced at a reasonable cost.

This report focuses on in-situ and ex-situ soil remediation. Flanders counts 20 permitted soil remediation centra. These centra are specialised in the treatment of ground coming from soil remediation projects. The soil remediation centra are mostly situated outside the built-up area or in an industrial zone. Relevant aspects for the location of these centra are the availability of supply- and transport-routes and the nuisance that can be caused by these activities. Important environmental issues for soil remediation activities are noise, odour, dust, fire- and explosion-hazard and local air pollution. But most of the soil remediations are done on-site by specialised contractors.

Sub-techniques that lead to an environmental-friendly execution of the soil remediation techniques are evaluated in this BAT report, and thus *not* the soil remediation techniques at such. The environmental techniques considered in this report are mostly related to two main environmental topics: air pollution and ground water remediation. Organic compounds (VOC) and odour are the most important emissions. Common ground water pollutants are VOCl, BTEX, mineral oil, PAC, heavy metals and MTBE.

BAT selection was brought about on the basis of, among other things, a literature survey, a technical and socio-economic study, cost calculations, foreign BAT reports, plant visits and discussions with industry experts, representatives of the federation, suppliers and specialists from (semi) public institutes. The formal consultation was organised by means of an advisory committee of which the composition is given in Annex 1.

Several preventive measures are BAT, e.g. reduction measures for dust and VOC emissions and the prevention of noise nuisance. All of these preventive measures are already imposed by *Achilles* (Flemish safety, health and environmental protection system for on-site soil remediations).

The available VOC emission reduction techniques contribute also to the prevention of dust and heavy metal emissions. The following techniques are BAT:

- placing a covering layer on the polluted soil
- use of sprinklers
- use of windshields
- regular cleaning of the yard and the use of wheelwash installations
- unloading of VOC contaminated soils in covered halls with extraction hoods

BAT to remove VOC and odour are:

- activated carbon:
 - for most pollutants
 - only dry air
 - *Achilles* proscribes the use of two adsorption units

- Biofilter:
 - moist air
 - pollutant must be biodegradable (C 10-C 16)
 - low concentrations
 - not in winter
 - needs more maintenance
 - not often used (1 out of 80 yards)
- Thermal incineration units:
 - only when the incineration can be autothermal; high concentrations

A BAT evaluation is done for 6 important and common groups of ground water pollutants; VOCl, BTEX, mineral oil, PAC, heavy metals and MTBE.

This BAT evaluation led to the following conclusions:

- Air stripping is BAT for the removal of VOCl and BTEX. Air stripping must be completed with an air remediation technique. Depending on the situation a post-treatment with activated carbon may be necessary.
- BAT for the removal of mineral oil is one of the following: activated carbon, air stripping, biological treatment or oil/water separator.
- Activated carbon is BAT for the removal of PAH. If only naphthalene has to be removed also air stripping and biological treatment are BAT.
- For the removal of heavy metals precipitation, completed with ion-exchange for Cd, is BAT.
- For MTBE removal a combination of an activated carbon filter with strippers is BAT.

On the basis of these BAT conclusions VITO proposed environmental permit conditions for thermal treatment plants and for the reduction of air pollution from soil remediation activities.

For the reduction of air pollution in general, it is suggested that the soil remediation experts should indicate whether or not the general conditions stated in Vlarem II appendix 4.4.2 are exceeded.

- If these values are exceeded, the operator needs to fulfill the general conditions of appendix 4.4.2
- If these values are not exceeded, the 90% rule should be taken into account. This means that only 10% of the pollutant may be emitted into the atmosphere. This should be well-monitored during the soil remediation project.

Measurements should be carried out following to the EU standards for the monitoring of legal emission limit values.

The BAT analyses did not lead to a proposal for new water discharge values for this activity. When issuing a permit for a specific soil remediation site one has to consider not only BAT but also the environmental quality standards, risk reduction, environmental benefits and costs. The BAT associated reduction percentages however can be used as a basis for acceptable discharge values. Current discharge limit values (Tabel 5.3) can be seen as guiding level.

When setting up the soil remediation project the soil remediation expert needs to consider the following guidelines.

Guiding principles for the options of discharge are:

1. re-use of waste water or re-infiltration into the soil
2. if no full re-use or re-infiltration is possible, discharge of water into surface water is possible.
3. last option is the discharge of the ground water in sewage system

Further research concerning risk and cost evaluation is appropriate to come to a list of achievable discharge limit values for ground water remediation.

Concerning thermal treatment plants, we propose to apply VDI guidelines also in Flanders. Standards for Hg, NO_x and dioxines can be geared to the waste incineration standards, namely 0,1 mg Hg/Nm³ as halve hour average, 0,05 mg Hg/Nm³ as daily average and 400 mg NO_x/Nm³ as daily average. The VDI guideline does not mention a dioxine standard. It could be considered to implement the dioxine standard from waste incineration within the regulations for thermal treatment plants.

In the case of mobile thermal treatment plants, it can be considered to allow deviations from these standards. These mobile plants have some environmental benefits compared to off-site thermal plants; there is no need for transportation of the polluted soils to the soil remediation plants. This is reflected in less emissions of NO_x (6,1 g/km), SO₂ (0,13 g/km), dust (0,28 g/km), hydrocarbons (1,2 g/km) and CO (2,7 g/km) and prevention of possible noise nuisance caused by this transportation.

Standards for on-site thermal treatment installations could be calculated on the basis of the standards for off-site thermal plants. The standards for on-site thermal plants could be these for on-site intallations increased with the emissions saved by transportation taken into consideration the throughput (tonnes per hour) and the off-gas volume.

Overview of the German emission limit values for on-site and off-site thermal treatment plants (VDI guideline 3898)

Polluent	VDI guideline	
	Daily average in mg/Nm ³ at 11 %O ₂	Half hour average in mg/Nm ³ at 11 %O ₂
CO	50	100
Total dust	10	30
Total C	10	20
HCl	10	60
HF	1	4
SO ₂	50	200
NO en NO ₂	200	400
Hg	0,03	0,05
Dioxines and furanes	-	-

Hoofdstuk 1 INLEIDING

1.1. Beste Beschikbare Technieken in Vlaanderen

1.1.1. Definitie

Het begrip “Beste Beschikbare Technieken”, afgekort BBT, wordt in Vlare I¹, artikel 1 29°, gedefinieerd als:

“het meest doeltreffende en geavanceerde ontwikkelingsstadium van de activiteiten en exploitatiemethoden, waarbij de praktische bruikbaarheid van speciale technieken om in beginsel het uitgangspunt voor de emissiegrenswaarden te vormen is aangetoond, met het doel emissies en effecten op het milieu in zijn geheel te voorkomen of, wanneer dat niet mogelijk blijkt algemeen te beperken;

- a) *“technieken”*: zowel de toegepaste technieken als de wijze waarop de installatie wordt ontworpen, gebouwd, onderhouden, geëxploiteerd en ontmanteld;
- b) *“beschikbare”*: op zodanige schaal ontwikkeld dat de technieken, kosten en baten in aanmerking genomen, economisch en technisch haalbaar in de industriële context kunnen worden toegepast, onafhankelijk van de vraag of die technieken al dan niet op het grondgebied van het Vlaamse Gewest worden toegepast of geproduceerd, mits ze voor de exploitant op redelijke voorwaarden toegankelijk zijn;
- c) *“beste: het meest doeltreffend voor het bereiken van een hoog algemeen niveau van bescherming van het milieu in zijn geheel.”*

Deze definitie vormt het vertrekpunt om het begrip BBT concreet in te vullen voor de bodemsaneringen in Vlaanderen.

1.1.2. Beste Beschikbare Technieken als begrip in het Vlaamse milieubeleid

a. Achtergrond

Bijna elke menselijke activiteit (vb. woningbouw, industriële activiteit, recreatie, landbouw) beïnvloedt op de één of andere manier het leefmilieu. Vaak is het niet mogelijk in te schatten hoe schadelijk die beïnvloeding is. Vanuit deze onzekerheid wordt geoordeeld dat iedere activiteit met maximale zorg moet uitgevoerd worden om het leefmilieu zo weinig mogelijk te belasten. Dit stemt overeen met het zogenaamde voorzorgsbeginsel.

In haar milieubeleid gericht op het bedrijfsleven heeft de Vlaamse overheid dit voorzorgsbeginsel vertaald naar de vraag om de “Beste Beschikbare Technieken” toe te passen. Deze vraag wordt als zodanig opgenomen in de algemene voorschriften van Vlare II² (art. 4.1.2.1). Het toepassen van de BBT betekent in de eerste plaats dat iedere exploitant al wat technisch en economisch mogelijk is, moet doen om milieuschade te vermijden. Daarnaast wordt ook de

¹ Vlare I: Besluit van de Vlaamse Regering van 12 januari 1999 tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de milieuvergunning (B.S. 11 maart 1999)

² Vlare II: Besluit van de Vlaamse Regering van 19 januari 1999 tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne van 1 juni 1995 (B.S. 31 maart 1999)

naleving van de vergunningsvoorwaarden geacht overeen te stemmen met de verplichting om de BBT toe te passen.

Ook in de meeste andere geïndustrialiseerde landen kan het BBT-principe worden teruggevonden in de milieuregelgeving, zij het soms met een andere klemtoon. Vergelijkbare begrippen zijn o.a.: BAT (Best Available Techniques), BATNEEC (Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs), de Duitse ‘Stand der Technik’, het Nederlandse ALARA-principe (As Low as Reasonably Achievable) en ‘Beste Uitvoerbare Technieken’.

Binnen het Vlaamse milieubeleid wordt het begrip BBT in hoofdzaak gehanteerd als basis voor het vastleggen van milieuvergunningsvoorwaarden. Dergelijke voorwaarden die aan inrichtingen in Vlaanderen worden opgelegd steunen op twee pijlers:

- de toepassing van de BBT;
- de resterende milieueffecten mogen geen afbreuk doen aan de vooropgestelde milieu-kwaliteitsdoelstellingen.

Ook de Europese “IPPC” Richtlijn (96/61/EC), schrijft de lidstaten voor op deze twee pijlers te steunen bij het vastleggen van milieuvergunningsvoorwaarden.

b. Concretisering van het begrip

Om concreet inhoud te kunnen geven aan het begrip BBT, dient de algemene definitie van Vlaarem I nader verduidelijkt te worden. Het BBT-kenniscentrum hanteert onderstaande invulling van de drie elementen.

“*Beste*” betekent “beste voor het milieu als geheel”, waarbij het effect van de beschouwde techniek op de verschillende milieucompartmenten (lucht, water, bodem, afval) wordt afgewogen;

“*Beschikbare*” duidt op het feit dat het hier gaat over iets dat op de markt verkrijgbaar en redelijk in kostprijs is. Het zijn dus technieken die niet meer in een experimenteel stadium zijn, maar effectief hun waarde in de bedrijfspraktijk bewezen hebben. De kostprijs wordt redelijk geacht indien deze haalbaar is voor een ‘gemiddeld’ bedrijf uit de beschouwde sector én niet buiten verhouding is tegenover het behaalde milieuresultaat;

“*Technieken*” zijn technologieën én organisatorische maatregelen. Ze hebben zowel te maken met procesaanpassingen, het gebruik van minder vervuilende grondstoffen, end-of-pipe maatregelen, als met goede bedrijfspraktijken.

Het is hierbij duidelijk dat wat voor het ene bedrijf een BBT is dat niet voor een ander hoeft te zijn. Toch heeft de ervaring in Vlaanderen en in andere regio’s/landen aangetoond dat het mogelijk is algemene BBT-lijnen te trekken voor groepen van bedrijven die dezelfde processen gebruiken en/of gelijkaardige producten maken.

Dergelijke sectorale of bedrijfstak-BBT maken het voor de overheid mogelijk *sectorale vergunningsvoorwaarden* vast te leggen. Hierbij zal de overheid doorgaans niet de BBT zelf opleggen, maar wel de milieuprestaties die met BBT haalbaar zijn als norm beschouwen.

Het concretiseren van BBT voor sectoren vormt tevens een nuttig referentiepunt bij het toekennen van steun bij milieuvriendelijke investeringen door de Vlaamse overheid. De *regeling voor ecologiepremie* bepaalt dat bedrijven die milieu-inspanningen leveren die verdergaan dan de wettelijke vereisten, kunnen genieten van een investeringssubsidie.

1.1.3. Het Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken

Om de overheid te helpen bij het verzamelen en verspreiden van informatie over BBT en om haar te adviseren in verband met het BBT-gerelateerde vergunningenbeleid, heeft Vito (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) op vraag van de Vlaamse overheid een Kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken uitgebouwd. Dit BBT-kenniscentrum inventariseert informatie rond beschikbare milieuvriendelijke technieken, selecteert daaruit de beste beschikbare technieken en vertaalt deze naar vergunningsvoorwaarden en ecologiepremie. De resultaten worden op een actieve wijze verspreid, zowel naar de overheid als naar het bedrijfsleven, onder meer via sectorrapporten, informatiesessies en het Internet (<http://www.emis.vito.be>).

Het BBT-kenniscentrum wordt gefinancierd door het Vlaams Gewest en begeleid door een *stuurgroep* met vertegenwoordigers van de Vlaamse overheid (kabinet Leefmilieu, kabinet Energie, AMINAL, ANRE, AWI, IWT, OVAM, VMM en VLM).

1.2. De BBT-studie bij bodemsaneringen

1.2.1. Doelstellingen van de studie

De doelstelling van deze studie bestaat erin de BBT te bepalen welke ingezet worden bij het uitvoeren van bodemsaneringstechnieken en grondreinigingstechnieken, alsook om op basis van deze BBT suggesties te geven om de bestaande milieuvergunningsvoorwaarden voor de sector te concretiseren en aan te vullen. De belangrijkste bekeken milieu-impacten zijn het verspreiden van stof en de verontreiniging naar water toe.

1.2.2. Inhoud van de studie

Het BBT-rapport bouwt verder op de reeds uitgegeven Gids voor Bodemsaneringstechnieken (1998). Deze gids beschrijft reeds verschillende technieken die ingezet kunnen worden voor bodemreiniging en het procesmatige verwerken van de hierbij vrijgekomen grond, bodemlucht en water. Deze praktische informatie bestaat onder andere uit een beschrijving van de techniek, de resultaten die er al mee behaald zijn, en een indicatie van de kosten.

Naast de criteria concentratieafname, kosten en tijd, moeten ook andere beoordelingscriteria gehanteerd worden in termen van milieuverdienste en risicoreductie om tot een selectie van een geschikte bodemsaneringstechniek te komen. Naast bodembelangen spelen immers ook nog algemene milieu- en maatschappelijke belangen een rol van betekenis. Zo gaan bodemsaneringen gepaard met positieve effecten en negatieve effecten voor het milieu: bijvoorbeeld de opbrengst van een schone grond en grondwater maar hiervoor wordt wel energie verbruikt en ontstaan er afvalproducten.

In deze studie zal er dus tevens op kwalitatieve wijze gekeken worden naar de impact van de verschillende gebruikte saneringstechnieken op milieuverdienste en welke maatregelen er reeds worden ingezet om deze milieubelasting te beperken. Waar mogelijk wordt ook een kwantitatieve benadering toegevoegd, al zal deze steeds ook lokatie-specifiek ingevuld moeten worden. Op basis van de informatie betreffende de 'subtechnieken' welke bij de uitvoering van een bodemsaneringproject worden ingezet om dit project op een milieuvriendelijke wijze uit te voeren, wordt een selectie gemaakt van de Beste Beschikbare Technieken (BBT) ingezet bij bodem-

saneringen. Deze BBT zijn op hun beurt de basis voor een aantal suggesties om de bestaande milieuvergunningvoorwaarden te evalueren, te concretiseren en aan te vullen.

1.2.3. Begeleiding

Voor de wetenschappelijke begeleiding van de studie werd een begeleidingscomité samengesteld met vertegenwoordigers van industrie en overheid. Dit comité kwam 4 keer bijeen om de studie inhoudelijk te sturen (01/10/2003, 04/05/2004, 16/09/2004, 17/11/2004 en 22/04/2005). De namen van de leden van dit comité en van de externe deskundigen die aan deze studie hebben meegewerkt, zijn opgenomen in bijlage 1. Het BBT-kenniscentrum heeft voor zover mogelijk rekening gehouden met de opmerkingen van het begeleidingscomité. Dit rapport is evenwel geen compromistekst maar komt overeen met wat het BBT-kenniscentrum op dit moment als de stand der techniek en de daaraan gekoppelde meest aangewezen aanbevelingen beschouwt.

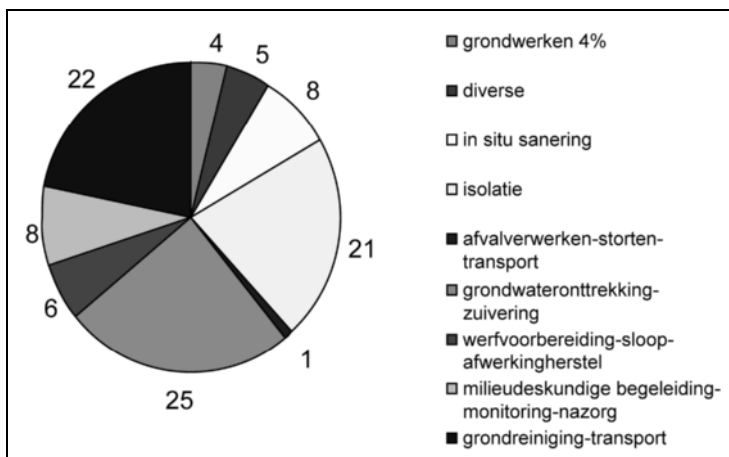
Hoofdstuk 2**SOCIO-ECONOMISCHE EN MILIEU-
JURIDISCHE SITUERING VAN DE SECTOR**

In dit hoofdstuk wordt de sector van de grondreinigers en aannemers voor bodemsaneringen gesitueerd. Vooreerst wordt getracht de bedrijfstak te omschrijven. Daarna wordt dieper ingegaan op de belangrijkste milieu-juridische aspecten voor grondreinigingscentra en bodemsaneringsprojecten.

2.1. Omschrijving en afbakening van de bedrijfstak

In Vlaanderen zijn bijna 20 grondreinigingsbedrijven vergund [www.ovam.be]. Deze bedrijven zijn gespecialiseerd in het reinigen van grond die vrijkomt bij het saneren van de bodem. De ligging van de grondreinigingsbedrijven is over het algemeen buiten de bebouwde kom of in ieder geval op een industrieterrein. Aspecten die van belang zijn voor locatie zijn de beschikbaarheid van aan- en afvoerroutes en de hinder die hierdoor kan ontstaan. Bij grondreinigingsbedrijven kan men denken aan milieu-aspecten als geluids-, stank- of stofhinder, brand- en exploitatiegevaar en lokale luchtverontreiniging. Maar de meeste bodemsaneringswerken bestaan vaak uit activiteiten op het terrein zelf (on-site). Deze activiteiten gebeuren meestal door aannemers gespecialiseerd in bodemsaneringen, hiervan zijn er ook een aantal in Vlaanderen aanwezig.

Tot vóór eind 2003 werden er een 1.742 bodemsaneringsprojecten ingediend bij OVAM. Voor 1.535 van deze locaties werd een conformiteitsattest afgeleverd voor het ingediende bodemsaneringsproject. De voorbije jaren werd naar het aantal ingediende bodemsaneringsprojecten een jaarlijkse toename van 20 à 30% vastgesteld. Een tendens die zal verderzetten de komende jaren. Voor eind 2005 werden ongeveer 1.503 bodemsaneringswerken opgestart en een 433-tal afgerond [OVAM, jaarverslag 2005].



Figuur 2.1: Overzicht kostenramingen [OVAM, 2005]

Voor de ingediende bodemsaneringsprojecten waarvoor OVAM een conformiteitsattest toe-kende tot eind 2005, wordt het totale bedrag van de uit te voeren werken geraamd op circa 834 miljoen euro. Nagenoeg 1/3 van deze uitgaven is toe te schrijven aan bodemsaneringsprojecten die in opdracht van de overheid zijn opgesteld. Uit bovenstaande figuur blijkt dat het item grondwerken, grondreiniging, transport en grondwateronttrekking en zuivering circa 51% inneemt van het totale luik. De in-situ variant vertegenwoordigt in het totale aandeel slechts 8%. De isolatiekost, in hoofdzaak gekoppeld aan grootschalige en complexe saneringen, vertegenwoordigt ongeveer 21% van de lokale saneringskost.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de geselecteerde bodemsaneringstechnieken in de decretaal ingediende bodemsaneringsprojecten waarvoor door de OVAM een conformiteitsattest werd afgeleverd.

Tabel 2.1: Overzicht geselecteerde bodemsaneringstechnieken [OVAM, 2002a]

		Aantal (1997- juni 2003)
bodemsanering	off-site reiniging	892
	on-site reiniging	16
	storten	30
grondwatersanering	lozing/verwerking	883
	reïnfiltratie	20
in-situ sanering	bodempluimextractie	217
	perluiminjectie	77
	bioventing/biosparging	18
	reactief scherm	4
	natuurlijke attenuatie	82
	fyto-remediatie	2
	bioprecipitatie	1
	immobilisatie/neutralisatie	5
	ORC	11
	chemische oxidatie	7
	stoominjectie	1
	bio-surfactantia	1
	co-solvent flushing	1
isolatie	civieltechnische	56
	geohydrologisch	16

Hieruit valt onder meer af te leiden dat in het overgrote deel van de bodemsaneringen geopteerd wordt voor een grondontgraving en off-site verwerking van de verontreinigde gronden. Bij slechts een heel beperkt aantal saneringen worden de gronden ter plaatse (on-site) gereinigd of worden de gronden gecatalogeerd als niet-reinigbaar en dienen te worden afgevoerd naar een daartoe vergunde stortplaats. Voor een aantal locaties wordt geopteerd voor een in-situ bodemsaneringstechniek. Bij on-site reiniging werd in hoofdzaak geopteerd voor een biologische grondreiniging in landfarmingbedden. In een heel beperkt aantal gevallen werden mobiele thermische installaties ingezet.

Wanneer de verontreinigingen minder goed bereikbaar zijn of de volumes aan verontreinigde grond/grondwater vrij omvangrijk zijn, is een in-situ saneringstechniek een mogelijk interessante optie.

Bodempluchtexttractie en persluchtinjectie blijven veelvuldig toegepaste saneringstechnieken voor vluchtige polluenten. Natuurlijke attenuatie wordt vrij veelvuldig toegepast in combinatie met een actieve saneringstechniek. Voor gechloreerde polluenten wordt meer en meer afgestapt van de klassieke grondwateronttrekking en overgeschakeld naar nieuwere technieken zoals bijvoorbeeld chemische oxidatie, reductieve dehalogenering.

Bij grootschalige verontreinigingen wordt in vele gevallen geopteerd voor een isolatieconcept. Dit kan zowel van civieltechnische aard zijn of een hydrogeologische beheersing van de verontreinigingen inhouden.

Naast de bodem is in vele gevallen ook het grondwater verontreinigd. De meest toegepaste saneringstechniek blijft nog het onttrekken, zuiveren en lozen van het grondwater. Op slechts een heel beperkt aantal locaties werden herinfiltratie van het gereinigde grondwater haalbaar geacht. Naast een aantal voordelen (lager risico op zettingsschade, doorspoeling bodem) heeft herinfiltratie bij saneringen toch een aantal beperkingen:

- verstoppingen door fijne deeltjes of een toename van de biomassa;
- beperkte infiltratiecapaciteit;
- geochemische omzettingen als ijzernerslag;
- moeilijk in te schatten heterogeniteit van de bodem.

Beperkingen die er veelal toe leiden dat vrij vlug geopteerd wordt voor lozing van het onttrokken water.

2.2. Milieu-juridische aspecten

2.2.1. Vlaams kader

Op basis van de in *Vlarem I* opgenomen reglementering is het noodzakelijk om voor de exploitatie van een grondreinigingscentrum een milieuvergunning aan te vragen. De in bijlage 1 van *Vlarem I* opgenomen indelingslijst deelt de verschillende activiteiten in klasse 1, 2 of 3, naargelang de graad van hinderlijkheid van de aanwezige installaties (klasse 1 is het meest hinderlijk). Als het bedrijf wordt ondergebracht in klasse 1 of 2 zal een milieuvergunning noodzakelijk zijn. De procedure voor het bekomen van een dergelijke vergunning wordt beschreven in *Vlarem I*.

Voor ieder van deze installaties worden milieuvorwaarden opgelegd welke beschreven staan in *Vlarem II*. Verder kunnen er ook nog bijzondere milieuvorwaarden worden opgelegd in de vergunning.

Bij het uitvoeren van een bodemsaneringsproject zijn andere milieugerelateerde wetgevingen van kracht namelijk het *bodemsaneringsdecreet* en *Vlarebo*.

Daarnaast dient men tevens te voldoen aan de opgestelde *codes van goede praktijk*, met name[www.ovam.be]:

- Code van goede praktijk voor bemonsteren van grond, grondwater, bodemvocht, bodemplucht en waterbodems
- Code van goede praktijk voor bodempluchtexttractie en persluchtinjectie
- Code van goede praktijk voor het uitvoeren van milieuboringen en het plaatsen van peilbuizen

- Code van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem
- Code van goede praktijk: natuurlijke attenuatie
- Code van goede praktijk: pump&treat
- Code van goede praktijk: centra voor grondreiniging
- *Achilles*: veiligheid, gezondheid en milieupreventiesysteem voor on-site bodemsaneringswerken. Doel van dit preventiesysteem is het garanderen van een voldoende kwalitatieve uitvoering van de bodemsaneringswerken, met een maximale beheersing van de hinder voor mens en milieu, veiligheid, gezondheid en hygiëne.

Het ligt voor de hand dat er natuurlijk ook voldaan moet worden aan de voorwaarden vermeld in het conformiteitsattest bij het uitvoeren van een saneringsproject.

a) *Vlarem I*

In het algemeen kunnen grondreinigingscentra, op basis van hun activiteiten die ze uitvoeren, volgens de lijst van hinderlijke inrichtingen vallen onder o.a. volgende rubrieken:

Tabel 2.2: Gedeelten uit de lijst van hinderlijke inrichtingen betreffende de grondreinigingscentra (Vlarem I, bijlage 1)

Rubriek	Omschrijving	Klasse	Bemerkingen	Coördinator	Audit	Jaarverslag
2.2	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen.					
2.2.1	Opslag en sortering van:					
	d) andere niet gevaarlijke afvalstoffen, met een opslagcapaciteit van:					
	1° maximaal 100 ton	2	O,T			
	2° meer dan 100 ton	1	O,T	B		
	e) gevaarlijke afvalstoffen	1	G,O,T	A	P	J
2.2.2	Opslag en mechanische behandeling van:					
	f) andere niet gevaarlijke afvalstoffen, met een opslagcapaciteit van:					
	1° maximaal 100 ton	2	O,T			
	2° meer dan 100 ton	1	O,T	B		
	g) gevaarlijke afvalstoffen	1	G,O,T	A	P	J
2.2.5	Opslag en fysisch-chemische behandeling al of niet in combinatie met een mechanische behandeling, van: <i>Fysisch-chemisch behandelen van afvalstoffen is de chemische eigenschappen, de chemische samenstelling of de aggregatietoestand van de afvalstoffen wijzigen. Het is o.m. het decanteren, distilleren, extraheren, mengen, neerslaan, neutraliseren, ontwateren, oxyderen, raffineren, reduceren, regenereren, smelten, solidifiëren.</i>					
	e) andere niet gevaarlijke afvalstoffen, met een opslagcapaciteit van:					
	1° tot en met 1 ton	2	A,G,O			
	2° meer dan 1 ton	1	G,M,O	A		
	f) andere gevaarlijke afvalstoffen, met een opslagcapaciteit van:					
	1° tot en met 1 ton	2	A,G,O			
	2° meer dan 1 ton	1	G,M,O	A	P	J

Tabel 2.2: Gedeelten uit de lijst van hinderlijke inrichtingen betreffende de grondreinigingscentra (Vlarem I, bijlage I) (vervolg)

Rubriek	Omschrijving	Klasse	Bemerkingen	Coördinator	Audit	Jaarverslag
3.1	Het lozen van niet in rubrieken 3.4 of 3.6 begrepen bedrijfsafvalwater, met een debiet:					
	1° tot en met 2 m ³ /u	3				
	2° van meer dan 2 m ³ /u tot en met 100 m ³ /u	2	A,M,T			
	3° van meer dan 100 m ³ /u	1	M,T	B	P	J
3.2.	Het lozen van niet in de rubrieken 3.3 en 3.6 begrepen huishoudelijk afvalwater:	3				
3.3	Afvalwater en koelwater: het lozen van niet in rubriek 3.6 begrepen huishoudelijk afvalwater in de openbare riolen:	3				
3.4	Het lozen van niet in rubriek 3.6 begrepen bedrijfsafvalwater dat één of meer van de in bijlage C Vlarem I bedoelde gevaarlijke stoffen bevat in concentraties hoger dan de geldende milieukwaliteitsnormen voor het uiteindelijk ontvangende oppervlaktewater, met een debiet:					
	1° tot en met 20 m ³ /u	2	A,M,T			
	2° an meer dan 20 m ³ /u	1	M	A	P	J
3.6	Afvalwaterzuiveringsinstallaties					
	2. voor behandeling van bedrijfsafvalwater dat geen van de in bijlage 2C bij titel I van de Vlarem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat, met een effluent:					
	1° tot en met 5 m ³ per uur	3				
	2° van meer dan 5m ³ per uur tot en met 200 m ³ per uur	2	A,M,T			
	3° van meer dan 200 m ³ per uur	1	M,T	B	P	J
	3. voor de behandeling van bedrijfsafvalwater dat één of meer van de in bijlage 2C bij titel I van de Vlarem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat in concentraties hoger dan de geldende milieukwaliteitsnormen voor het uiteindelijk ontvangende oppervlaktewater, met uitzondering van de in rubriek 3.6.5 ingedeelde inrichtingen, met een effluent:					
	1° tot en met 50m ³ per uur	2	A,M,T			
	2° van meer dan 50 m ³ per uur	1	M	A	P	J
16.3	Inrichtingen voor het fysisch behandelen van gassen (samenpersen-ontspannen):					
	1. luchtcompressoren met een totale geïnstalleerde drijfkracht van:					
	1° 5 kW tot meer dan 200kW	3				
	2° meer dan 200 kW	2	T			
31	Motoren (machines) met inwendige verbranding					
31.1	Vast opgestelde motoren met een totaal nominaal vermogen van:					
	1° 10 kW tot en met 500 kW	2	T	N		
	2° meer dan 500 kW	1	T	N		
39	Stoomtoestellen					

Tabel 2.2: Gedeelten uit de lijst van hinderlijke inrichtingen betreffende de grondreinigingscentra (Vlarem I, bijlage I) (vervolg)

Rubriek	Omschrijving	Klasse	Bemerkingen	Coördinator	Audit	Jaarverslag
39.1	Stoomgeneratoren, andere dan lagedruk stoomgeneratoren, met een waterinhoud van:					
	1° 25 l tot en met 500 l	3				
	2° meer dan 500 l tot en met 5.000 l	2	T	N		
	3° meer dan 5000 l	1		N		
39.3	Lagedruk stoomgeneratoren, met een waterinhoud van 300 l of meer	3				
43.1	Verbrandingsinrichtingen zonder elektriciteitsproductie (stookinst. e.d), met een totaal warmtevermogen van:					
	1° 300 kW tot en met 500 kW	3				
	2° meer dan 500 kW tot en met 5.000 KW	2				
	3° meer dan 5.000 kW	1	M	B	P	J
53	Winning van grondwater					
53.2	Bronbemaling die technisch noodzakelijk is voor verwezenlijking van bouwkundige werken					
	2° gelegen in ander gebied dan beschermde duingebieden vermeld in 1° van 53.2	3				
53.8	Boren van grondwaterwinningputten en grondwaterwinning, andere dan deze bedoeld in rubriek 53.1 en 53.7, met een opgepompt debiet:					
	1° van minder dan 500 m³ per jaar	3				
	2° van 500 m³ per jaar tot 30.000 m³ per jaar	2	W	N		
	3° van 30.000 m³ per jaar of meer	1	W	N		
54.1	Het kunstmatig aanvullen van grondwater op directe wijze (via geboorde putten)	1	W	N		
61.	Tussentijdse opslagplaatsen voor uitgegraven bodem Dit zijn permanente inrichtingen (die langer dan 1 jaar in exploitatie zullen zijn) voor grondpartijen die er tijdelijk worden gestockeerd.					
61.1	Tussentijdse opslagplaats voor uitgegraven bodem die niet voldoet aan een toepassing overeenkomstig hoofdstuk X van het besluit van de Vlaamse regering van 5 maart 1996 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering:					
	1° met een capaciteit van 1000 m³ tot en met 10.000 m³	2	E,O	N		
	2° met een capaciteit van meer dan 10.000 m³	1	E,O	N		
61.2	Tussentijdse opslagplaats voor uitgegraven bodem die voldoet aan een toepassing overeenkomstig hoofdstuk X van het besluit van de Vlaamse regering van 5 maart 1996 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering:					
	1° met een capaciteit van 1000 m³ tot en met 10.000 m³	3				
	2° met een capaciteit van meer dan 10.000 m³	2	E,O	N		
	Beperkte mechanische activiteiten, zoals het sorteren en/of zeven van uitgegraven bodem zijn begrepen in deze rubriek, en zijn niet vergunningsplichtig volgens rubriek 30.					

- M: Inrichting waarvoor de Vlaamse Milieumaatschappij advies verstrekt.
 T: Inrichting waarvoor een tijdelijke vergunning kan worden verkregen.
 W: Inrichting waarvoor de Afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij advies verstrekt.
 A: Inrichting waarvoor overeenkomstig titel II van het VLAREM een milieuoördinator van het eerste niveau dient aangesteld.
 B: Inrichting waarvoor overeenkomstig titel II van het VLAREM een milieuoördinator van het tweede niveau dient aangesteld.
 N: Inrichting waarvoor overeenkomstig titel II van het VLAREM vrijstelling is verleend van de verplichting tot aanstelling van een milieuoördinator.
 P: Inrichting waarvoor overeenkomstig titel II van het VLAREM door de vergunningverlenende overheid een periodieke milieuaudit kan worden opgelegd.
 J: Inrichting waarvoor overeenkomstig titel II van het VLAREM een milieujaarverslag moet worden ingediend.

b) Vlarem II legt de milieuvorwaarden vast voor de ingedeelde inrichtingen en ook voor enkele niet ingedeelde inrichtingen. Voor de ingedeelde inrichtingen wordt onderscheid gemaakt tussen algemene en sectorale milieuvorwaarden.

De algemene milieuvorwaarden (deel 4 van Vlarem II) zijn van toepassing op alle ingedeelde inrichtingen. Ze zijn als volgt onderverdeeld:

- algemene voorschriften;
- beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging;
- beheersing van bodem- en grondwaterverontreiniging;
- beheersing van luchtverontreiniging;
- beheersing van geluidshinder;
- beheersing van hinder door licht;
- beheersing van asbest;
- verwijdering van PCB's en PCT's.

De sectorale milieuvorwaarden (deel 5 van Vlarem II) zijn specifieke voorschriften die van toepassing zijn op welbepaalde inrichtingen. Ze kunnen afwijken in strenge of minder strenge zin van de algemene milieuvorwaarden, waarop ze voorrang hebben.

Belangrijk bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten als voor grondreinigingcentra zijn o.a.:

Beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging (hoofdstuk 4.2)

Indien het opgepompte grondwater afkomstig is van een bodemsanering moet geen aparte milieuvergunning aangevraagd worden, maar moeten de nodige elementen in het hiervoor noodzakelijke “conformiteitsattest” worden vermeld³. Indien gebruik gemaakt wordt van een bedrijfseigen waterzuiveringsinstallatie (WZI) voor de zuivering van het opgepompte grondwater dient deze WZI via de milieuvergunning voor alle parameters te zijn vergund overeenkomstig Vlarem.

Voor de meest voorkomende verontreinigingen worden momenteel de volgende normen opgelegd:

³ Art. 19 § 2 van het Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering (Bodemsaneringsdecreet): “Indien de bodemsaneringswerken activiteiten of inrichtingen omvatten die krachtens het decreet van 28 juni 1985 betreffende de milieuvergunning meldings- of vergunningsplichtig zijn, dan geldt het conformiteitsattest bedoeld in artikel 17, §2 hierboven, respectievelijk de stilzwijgende conformverklaring van het bodemsaneringsproject, als milieuvergunning, respectievelijk melding, in de zin van artikel 4 van voormeld decreet”

Tabel 2.3: Lozingsnormen zoals deze thans (2005) worden opgelegd bij bodemsaneringsprojecten

Contaminant	Lozingsnorm (µg/l)
VOCl – som	100 ^a
BTEX	20 ^b
MTBE	100 ^c
Minerale olie	500
PAK	1-10 ^d
Cadmium	10
Andere metalen	10 x basismilieukwaliteitsnorm of onderhandeld in bodemsaneringsproject

- individuele componenten: normen overgenomen uit bodemsaneringsnorm grondwater (Vlarebo)
- voor individuele componenten: 10 µg/l
- norm tot stand gekomen op basis van een ecotoxicologische risico-evaluatie van MTBE voor het aquatisch milieu
- 1 µg PAK/l is niet haalbaar indien de PAK is opgelost in vb. benzene en mee in het grondwater is opgelost of geadsorbeerd is op zwevend stof, in zulke gevallen wordt 10 µg/l opgelegd

In het kader van het bodemsaneringsdecreet vraagt de OVAM indien noodzakelijk advies aan de adviesverlenende overheidsinstanties, waaronder de VMM.

In het conformiteitsattest worden momenteel geen algemene lozingsvoorwaarden uit Vlarem II opgenomen. Er worden enkel lozingsnormen opgelegd voor die parameters die, conform de bepalingen van het bodemsaneringsdecreet, een ernstige bedreiging vormen (dus ook voor parameters die een ernstige bedreiging vormen en ontstaan zijn op een ander kadastraal perceel). De VMM is van mening dat ook andere dan te saneren parameters (bv van nature aanwezig of diffuse verontreiniging afkomstig van de landbouw) bij directe lozing op oppervlaktewater een significante invloed kunnen hebben op de waterkwaliteit. Mogelijk optredende effecten zijn:

- Verzilting (chloride, sulfaat);
- Vermesting (fosfaat, stikstof);
- Zuurstofdepletie (CZV, BZV, stikstof; toevoer zuurstofarm grondwater);
- Vertroebeling en verkleuring (ijzer, zwevend stof).

Uit studie en veldmetingen blijkt dat de effluënten afkomstig van de grondwaterzuiveringsinstallaties, door de eigenschappen van het grondwater en de gebruikte zuiveringstechnieken, in de regel voldoen aan de algemene lozingsvoorwaarden uit Vlarem II.

De OVAM zal echter in de toekomst aan de bodemsaneringsdeskundigen opleggen om bij het opstellen van het bodemsaneringsproject ook een evaluatie te maken omtrent de te verwachten kwaliteit van het te lozen water in functie van de algemene lozingsvoorwaarden. Als redelijkerwijs kan worden aangetoond dat er geen afwijkingen zullen optreden dienen de algemene lozingsnormen niet te worden gecontroleerd tijdens de bodemsaneringswerken. Indien wel een afwijking kan worden verwacht zal de OVAM in het conformiteitsattest, rekening houdend met het BATNEEC-principe, die opvolgingen en normeringen uit de algemene voorwaarden die zinvol zijn opnemen.

In Vlaanderen wordt grondwater, dat vrijkomt bij bodemsanering, meestal geloosd op de rioering of op oppervlaktewater. Door de OVAM wordt in eerste instantie gevraagd de mogelijkheid tot hergebruik en herinfiltratie te onderzoeken vooraleer andere opties in overweging te nemen.

Conform het besluit van de Vlaamse regering d.d. 21.10.05 houdende vaststelling van de regels inzake contractuele sanering van bedrijfsafvalwater op een openbare RWZI en de gewestelijke

stedenbouwkundige verordening d.d. 01.10.04 inzake hemelwaterputten, infiltratievoorzieningen, buffervoorzieningen en gescheiden lozing van afvalwater en hemelwater geldt als leidraad:

- dat deze afvalwaters maximaal een nuttige bestemming moeten krijgen en/of in de bodem geïnfiltreerd.
- indien nuttig hergebruik en bodeminfiltratie geen (volledige) oplossing bieden, komt de lozing in oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht) in aanmerking.
- slechts in laatste instantie is de lozing op de openbare riolering aan de orde.

Herinfiltratie van gezuiverd grondwater wordt momenteel nog niet zo vaak toegepast (zie tabel 2.1, p. 6). De toegepaste lozingsnormen voor herinfiltratie zijn dan ook sterk afhankelijk van de BAT-afweging van de bodemsaneringsdeskundige en van de locatiespecifieke situatie (vb. soms wordt er in de kern van de verontreiniging geïnfiltreerd en wordt er aan de randen onttrokken om zo doorspoeling te verkrijgen, in deze situatie kunnen ook hogere lozingsnormen worden toegestaan omdat de grondwaterbeweging en de verontreiniging zo worden beheerst). Wat betreft infiltratie in een niet verontreinigde zone, worden zowel bijlage 2.4.1 van Vlarem II als bijlage 6 van het Vlarem als richtwaarden gebruikt, eventueel rekening houdend met een bepaalde verdunningsfactor.

In geval van lozing op de riolering die gedurende de sanering aangesloten is of wordt op een RWZI gelden volgende uitgangspunten.

Bronbemalingen zijn, voor zover het niet-verontreinigd bemalingswater betreft volgens de inderingsrubriek 53.2.2 van Vlarem meldingsplichtig. Hierbij geldt het conformiteitsattest als melding.

Overeenkomstig de VMM/Aquafin-consensus zal de VMM voor de lozing van volumes hoger dan 10 m³ per uur conform art. 5.53.6.1.1 van Vlarem II de aanvaardbaarheidsbeoordeling met de RWZI-exploitatie en de impact op de aanwezige overstorten vragen aan Aquafin en opnemen in haar advies.

Daarnaast dient ook verwezen naar de Ministeriële omzendbrief LNW 2005/01 van 23.09.05 met betrekking tot de verwerking van bedrijfsafvalwater via de openbare zuiveringsinfrastructuur en het Besluit van de Vlaamse regering d.d. 21.10.05 houdende vaststelling van de regels inzake contractuele sanering van bedrijfsafvalwater op een openbare RWZI. Dit besluit werd ook van toepassing gesteld op de lozing van afvalwater van bodemsaneringen op de openbare riolering.

Volgens dit besluit dient rekening gehouden te worden met de verwerkbaarheidscriteria voor lozing op een RWZI. Vergunde lozingen van meer dan 200 m³/d met een BZV van minder dan 100 mg/l worden overeenkomstig de VMM/Aquafin-consensus als verstrend beschouwd en dienen desgevallend het voorwerp uit te maken van een saneringscontract. Hierbij kan een onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds de bemalingsfase (groot debiet gedurende korte tijd; enkele dagen of weken) en de eigenlijke saneringsfase en anderzijds tussen lang- en kortlopende saneringen.

Langlopende saneringen (meer dan 1 jaar) met een debiet groter dan 200 m³/dag en BZV kleiner dan 100 mg/l dienen ingeval van lozing op de riolering die gedurende de sanering aangesloten is of wordt op een RWZI te voldoen aan de bepalingen van het besluit van de Vlaamse regering d.d. 21.10.05.

Deze saneringen kunnen dan ook niet starten indien niet voldaan aan de bepalingen van dit besluit.

Indien voor deze verstorende debieten toch een lozing op riool noodzakelijk blijkt, dient advies gevraagd te worden aan Aquafin teneinde de impact op de RWZI-exploitatie en de overstorten op het toevoerend stelsel te evalueren.

Beheersing van luchtverontreiniging (hoofdstuk 4.4.)

Bij het uitvoeren van bodemsaneringen moet tevens voldaan worden aan de geldende emissie- en luchtkwaliteitsnormen. In principe volstaat zelfs dat niet daar in Artikel 4.4.2.1 van Vlarem II wordt gesteld dat:

“De installaties dienen ontworpen te worden, gebouwd en geëxploiteerd volgens een code van goede praktijk derwijze dat de van deze installaties afkomstige luchtverontreiniging maximaal wordt beperkt en zo mogelijk zelfs wordt voorkomen. De installaties zullen daartoe worden uitgerust en geëxploiteerd met middelen ter beperking van de emissies die met de beste beschikbare technieken overeenkomen. De emissiebeperkende maatregelen dienen te zijn gericht op zowel een vermindering van de massaconcentratie als ook van de massastromen of verhoudingen van de van de installatie uitgaande luchtverontreiniging.”

Thans wordt vaak met middelvoorschriften gewerkt, waarbij actief koolfilters worden opgelegd (volgens *Achilles* dienen twee adsortie units te worden opgesteld welke periodiek dienen gecontroleerd te worden) en dus geen emissies naar de atmosfeer worden toegestaan. Wat diffuse emissies betreft, mogen de MAC-waarden niet overschreden worden en vraagt men PID metingen uit te voeren in de ontgravingsput.

Beheersing van geluidshinder (hoofdstuk 4.5.)

De exploitant treft ter naleving van de bepalingen van dit hoofdstuk, de nodige maatregelen om de geluidsproductie aan de bron en de geluidsoverdracht naar de omgeving te beperken. Naargelang van de omstandigheden en op basis van de technologisch verantwoorde mogelijkheden volgens de beste beschikbare technieken wordt hierbij gebruikgemaakt van een oordeelkundige (her)schikking van de geluidsbronnen, geluidsarme installaties en toestellen, geluidsisolatie en/of absorptie en/of afscherming. Hierbij verwijzen we eveneens naar *Achilles* waarin ook maatregelen ter beperking van geluidshinder zijn opgenomen.

c) Bodemsaneringsdecreet

De procedure van het bodemsaneringsdecreet is onderverdeeld in volgende stappen:

- het oriënterend bodemonderzoek; welke tot doel heeft uit te maken of er ernstige aanwijzingen zijn voor de aanwezigheid van bodemverontreiniging op bepaalde gronden.
- de bodemsanering; dit omvat het behandelen van de bodemverontreiniging door:
 - het opstellen en uitvoeren van een beschrijvend bodemonderzoek
 - het opstellen van een bodemsaneringsproject
 - het uitvoeren van bodemsaneringswerken
 - het eventueel verzekeren van de nazorg

Indien via het oriënterend bodemonderzoek mogelijke bodemverontreiniging wordt vastgesteld, moet overgegaan worden tot het opstellen van een beschrijvend bodemonderzoek. Dit heeft tot doel een idee te krijgen van de aard, concentratie en distributie van de verontreiniging in de bodem en grondwater. Dit is dus het startpunt van de procedure tot bodemsanering.

In het bodemsaneringsproject wordt vervolgens vastgelegd op welke wijze de bodemsanering zal worden uitgevoerd. Hierbij wordt rekening gehouden met de beschikbare technische oplos-

singen die met succes in de praktijk zijn toegepast en waarvan de kostprijs niet onredelijk is in verhouding tot het te bereiken resultaat op het vlak van bescherming van de mens en het milieu en onafhankelijk van de financiële draagkracht van diegene op wie de saneringsverplichting rust.

Bodemsanering is er in de eerste fase op gericht de achtergrondwaarden inzake bodemkwaliteit zoveel mogelijk te verwezenlijken. In functie van de concrete vervuilingssituatie en terreinspecifieke kenmerken kan het in welbepaalde gevallen niet mogelijk zijn de achtergrondwaarde te realiseren door toepassing van de best beschikbare technieken. In deze gevallen is bodemsanering erop gericht een betere kwaliteit te verwezenlijken dan bepaald door de bodemsaneringsnormen of indien dit ook niet mogelijk is te vermijden dat de bodemkwaliteit een risico oplevert of kan opleveren, ten aanzien van mens en milieu.

Voor bodemsaneringsprojecten is een bijzondere procedure naar inspraak en adviesverlening voorgeschreven, rekening houdend met de bijzondere aard van bodemsaneringsprojecten en het feit dat bodemsaneringsprojecten in het algemeen belang worden opgelegd en hun uitvoering niet nodeloos mag vertraagd worden door een opeenstapeling van administratieve procedures.

Zo worden de betrokken eigenaars en gebruikers door OVAM in kennis gesteld van het indienen van een bodemsaneringsproject. Zij kunnen het bodemsaneringsproject inkijken bij de OVAM en op het gemeentebestuur en hebben de mogelijkheid om eventuele bezwaren of opmerkingen schriftelijk aan de OVAM mee te delen.

Indien uit het bodemsaneringsproject blijkt dat de uit te voeren bodemsaneringswerken vergunningsplichtig zijn, is een adviesronde voorzien naar de adviesverlenende administraties.

Op basis van de beoordeling van het bodemsaneringsproject, de ontvangen adviezen, bezwaren en/of opmerkingen zal de OVAM een conformiteitsattest afleveren of aanvullingen vragen voor het ingediende bodemsaneringsproject. Dit conformiteitsattest geldt als milieu- en/of bouwvergunning voor de uit te voeren bodemsaneringswerken.

Na conformverklaring door de OVAM van het ingediende bodemsaneringsproject, kan overgegaan worden tot uitvoering van de bodemsaneringswerken. Deze bodemsaneringswerken dienen te worden uitgevoerd onder leiding van een erkend bodemsaneringsdeskundige, waarbij rekening wordt gehouden met de voorwaarden opgenomen in het conformiteitsattest.

De uitgevoerde bodemsaneringswerken en de resultaten waartoe deze werken hebben geleid dienen na afloop door de erkend bodemsaneringsdeskundige te worden verwerkt in een eindvaluatieonderzoek. Op basis van dit onderzoek kan door de OVAM een eindverklaring worden afgeleverd waarin de resultaten van de bodemsanering worden vastgesteld. Indien nog nazorgmaatregelen noodzakelijk zijn wordt hiervan in de eindverklaring melding gemaakt.

Na uitvoering van de bodemsaneringswerken kan het noodzakelijk zijn tot het nemen van welbepaalde maatregelen tot bewaking en controle.

d) MER en VR plicht

De inrichtingen waarvoor een milieueffectrapport wordt vereist alvorens een vergunning tot exploiteren kan worden verleend, worden opgesomd in art. 3 van het Besluit van de Vlaamse Regering van 23 maart 1989 houdende organisatie van de milieueffectbeoordeling van bepaalde categorieën van hinderlijke inrichtingen.

Slechts een aantal rubrieken komen voor de toetsing van de bodemsaneringstechnieken in aanmerking (met vermelding van het rubrieknr. uit het bovengenoemde besluit):

7. Installaties voor de verbranding, chemische omzetting of storting op of in de grond van gevaarlijke afvalstoffen.
18. Installatie voor de vernietiging door verbranding of chemische omzetting van industriële afval, andere dan deze bedoeld in rubriek 7 en/of van huisvuil, met een jaarcapaciteit van 25.000 ton of meer.

Op het eerste zicht kan voor technieken waarbij (na-)verbranding wordt toegepast ook de volgende rubriek toepasselijk lijken:

3. Thermische centrales en andere verbrandingsinstallaties met een warmtevermogen van tenminste 300 MW, met inbegrip van het ombouwen op een andere brandstof van dergelijke centrales.

In de praktijk zal waarschijnlijk nooit een warmtevermogen van 300 MW worden gegenereerd zodat bovenstaande rubriek de facto nooit toepassing zal vinden.

Zowel de rubriek 7 als de rubriek 18 veronderstellen een verwerking van afvalstoffen. Tenzij een saneringsberging wordt aangelegd valt bij on-site saneringen de verontreinigde bodem, mits hergebruik op het terrein na reiniging, niet onder het begrip afvalstof.

Wat de VR-plicht betreft, dient er een veiligheidsrapport te worden opgesteld indien het bedrijf onder rubriek 17.2.2 van Vlarem valt. Bijkomend dient er bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten op een VR-plichtig bedrijf een bijkomend VR-rapport te worden opgemaakt voor deze saneringswerken.

Indien de uitvoering van de bodemsaneringswerken het exploiteren of veranderen impliceert van een inrichting waarvoor een milieueffectrapport of een omgevingsveiligheidsrapport is vereist, dan moet de inhoud van het bodemsaneringsproject worden aangevuld met de gegevens, bedoeld in artikel 4.3.7 of 4.5.6 van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid.

2.2.2. Waals kader (www.just.fgov.be/index_nl.htm)

Op 07 juni 2004 verscheen in het staatsblad de goedkeuring van het decreet betreffende de sanering van verontreinigde bodems en te herontwikkelen bedrijfsruimten.

De procedure is te vergelijken met het Vlaams decreet (zie voorgaande paragrafen).

Uitvoeringsbesluiten van dit decreet werden nog niet gepubliceerd.

2.2.3. Brussels kader (www.ibgebim.be/)

De bodemsaneringswerven of de werven die bestemd zijn om beschermende maatregelen te treffen zijn terug te vinden in de lijst van ingedeelde inrichtingen (B.S. 07/09/1999). Er moet een milieuvergunning afgeleverd worden voor de start van deze werven.

Het B.I.M. kan een *bodem- en/of grondwatersanering opleggen* ingedeelde inrichtingen door de *ministeriële richtlijn van 19/07/2002*.

De *ordonnantie van 13 mei 2004* betreffende het *beheer van verontreinigde bodems* werd in het Belgisch Staatsblad van 24 juni 2004 gepubliceerd. De ordonnantie versterkt de rol van het BIM inzake het beheer van verontreinigde bodems in het Brussels gewest. De nieuwe regeling zal ingrijpende gevolgen hebben voor alle transacties met onroerende goederen en voor overdracht van activiteiten die een milieuvergunning vereisen. Het accent werd gelegd op het beheer van

verontreinigde gronden. Dit houdt in dat een sanering niet systematisch zal vereist worden. Andere oplossingen zoals afperking van de verontreiniging of gebruiksbeperkingen van grond zullen eerst moeten worden onderzocht. De ordonnantie voorziet ook een informatiesysteem waaraan de verwerfer zich proactief moet houden.

De ordonnantie is in werking getreden op 4 juli 2004. Niettemin vereist de volledige invoering van het bodembeheersysteem het aannemen van bepaalde uitvoeringsbesluiten houdende:

- een lijst van risicoactiviteiten
- bodemsaneringsnormen
- publieke toegang tot inventaris van verontreinigde gronden of waarvoor een sterke aanwijzing op verontreiniging bestaat

In de ordonnantie wordt geen informatieplicht aan de overdrager opgelegd. In Brussel dient de verwerfer zelf informatie bij het BIM op te vragen indien hij iets over de bodemtoestand wenst te weten te komen.

Wanneer men verder deze regeling vergelijkt met het Vlaams bodemsaneringsdecreet, valt meteen op dat men niet bij iedere overdracht van een risicoground een verkennend bodemonderzoek moet uitvoeren. Men beperkt deze verplichting tot de overdracht van zakelijke rechten; bij het aangaan of beëindigen van een huur ontstaat geen verplichting tot het uitvoeren van een verkennend bodemonderzoek.

Het concept van een periodiek bodemonderzoek tijdens exploitatie, zoals voorzien in het Vlaams Bodemsaneringsdecreet, bestaat evenmin. Het verkennend bodemonderzoek wordt opgevat als een plaatsbeschrijving voor en na gebruik van een industrieel terrein om bij vergelijking van die twee plaatsbeschrijvingen na te gaan of de kwaliteit van het terrein door de exploitatie verslechterd is.

Anders dan in het Vlaams bodemsaneringsdecreet wordt geen onderscheid gemaakt tussen historische en nieuwe verontreiniging. Evenmin bestaat in de Brusselse regeling de mogelijkheid om als 'onschuldig eigenaar of bezitter' vrijgesteld te worden van de saneringsplicht.

Het besluit van de regering van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest van 21/01/1999 (B.S. 24/03/1999) vormt het wettelijk kader voor de uitbaters van tankstations. Het bepaalt de voorwaarden voor de uitvoering van een bodemonderzoek en beschrijft de werkmethode, de procedures, de normen en de na te leven termijnen. De procedure voor de uitvoering van een volledig bodemonderzoek in het kader van het besluit van 21 januari 1999 bestaat uit vier fasen en wordt afgesloten met het opstellen van een saneringsrapport:

- prospectief onderzoek om een eventuele bodem- of grondwaterverontreiniging te kunnen aantonen;
- nader onderzoek: bepaalt of een sanering noodzakelijk is en verzamelt, in voorkomend geval, de nodige elementen voor de uitwerking van het saneringsonderzoek;
- risicoanalyse;
- opstellen van een inventaris van de verschillende procédés van bodem- of grondwaterbehandeling, of van de noodzakelijk geachte beschermende maatregelen. Dit saneringsonderzoek maakt ook deel uit van het aanvraagdossier van de milieuvergunning die vereist is voor het uitvoeren van de werken.

De Ordonnantie van 7 maart 1991 betreffende afvalpreventie en -beheer (B.S. 23/04/1991) bepaalt in welke mate een vervuilde bodem moet worden beschouwd als gevaarlijk afval.

2.2.4. Europese wetgeving

a. Kaderrichtlijn water

De Kaderrichtlijn Water (KRLW) (RL 2000/60/EG) is sinds 22 december 2000 van kracht en heeft verregaande gevolgen voor het waterbeleid in de Europese lidstaten en dus ook in Vlaanderen. De KRLW benadert de waterproblematiek integraal op stroomgebiedniveau en heeft zowel betrekking op oppervlaktewater als op grondwater. Het doel van deze richtlijn (cf. artikel 1) is een kader op te stellen voor de bescherming van landoppervlaktewater, overgangswater, kustwateren en grondwater. De algemene doelstelling van de richtlijn is tegen eind 2015 een goede toestand voor oppervlaktewater en grondwater te bereiken, waarbij vertrokken wordt van de natuurlijke kenmerken van de watersystemen (zie <http://www.mina.vlaanderen.be/wiedoe/wat/aminal/taken/water/water/content/bekkenkaderrichtlijn.htm>).

De Kaderrichtlijn stelt aan grondwater twee doelen:

1. het beschermen, verbeteren en herstellen van alle grondwaterlichamen en zorgen voor een evenwicht tussen onttrekking en aanvulling van grondwater,
2. een vermindering van de grondwaterverontreiniging.

Eveneens worden er voor oppervlaktewater twee doelen gesteld:

1. het beschermen, verbeteren en herstellen van alle oppervlaktewateren,
2. een geleidelijke beëindiging van oppervlaktewaterverontreiniging.

b. Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging (* COM/2003/0550 def. – COD 2003/0210 *)

Bij deze richtlijn worden maatregelen vastgesteld ter voorkoming en beheersing van grondwaterverontreiniging. Die maatregelen omvatten met name:

- criteria voor de beoordeling van de goede chemische toestand van het grondwater;
- criteria voor het vaststellen van significante en aanhoudende stijgende tendensen en de omkering daarvan, en voor het bepalen van het beginpunt van omkeringen in tendensen;
- maatregelen met het oog op het voorkomen en beperken van de indirecte lozing van verontreinigende stoffen in grondwater (verontreinigende stoffen die in grondwater terecht komen nadat zij door de bodem of de ondergrond zijn gesijpeld).

Chemische toestand van grondwater

Grondwater wordt geacht in een goede chemische toestand te verkeren wanneer:

- de gemeten of voorspelde concentratie van nitraten niet hoger ligt dan 50 mg/l
- de gemeten of voorspelde concentratie van de actieve bestanddelen van bestrijdingsmiddelen en hun stofwisselings- en reactieproducten niet hoger ligt dan 0,1 µg/l en de som van deze producten niet hoger logt dan 0,5 µg/l;
- de concentratie van alle andere verontreinigende stoffen in overeenstemming is met de definitie van goede chemische toestand als omschreven in bijlage V bij de kaderrichtlijn Water.

Aanwezigheid van verontreinigende stoffen in grondwater

Uiterlijk op 22 december 2005 stellen de lidstaten een drempelwaarde vast voor elke verontreinigende stof waarvan is vastgesteld dat zij ertoe bijdraagt dat grondwaterlichamen als risicolopend worden aangemerkt. De lidstaten stellen ten minste drempelwaarden vast voor ammonium, arsenicum, cadmium, chloor, lood, kwik, sulfaat, trichlooretheen en tetrachlooretheen.

Uiterlijk op 22 juni 2006 doen de lidstaten de Commissie een lijst toekomen van alle verontreinigende stoffen waarvoor zij een drempelwaarde hebben vastgesteld. Voor elke verontreinigende stof op deze lijst delen de lidstaten de (in bijlage III van dit voorstel) omschreven informatie mede over de grondwaterlichamen die als risicolopend zijn aangemerkt en over de betreffende drempelwaarden.

De lidstaten stellen eventuele significante en aanhoudende stijgende tendensen in de concentratie van verontreinigende stoffen in grondwaterlichamen vast. Daartoe zetten zij een bewakingsprogramma op en passen zij de bepalingen van bijlage IV bij deze richtlijn toe.

Rekening houdend met bijlage IV bij dit voorstel bepalen de lidstaten ook het beginpunt van een omkering in een stijgende tendens. Wat de omkering van tendensen betreft, wordt vooral aandacht besteed aan de verlaging van de concentratie van stoffen die een gevaar betekenen voor de geassocieerde aquatische ecosystemen, de van het grondwater afhankelijke terrestrische ecosystemen, de menselijke gezondheid of legitieme vormen van gebruik van het aquatische milieu.

Lozing van verontreinigende stoffen in grondwater

Het maatregelenprogramma voor ieder stroomgebieddistrict moet ook het voorkomen van indirecte lozingen in grondwater van elke verontreinigende stof die in de punten 1 tot en met 6 van bijlage VIII van de kaderrichtlijn Water wordt genoemd, omvatten (lijst I van Richtlijn 80/68/EEG). De indirecte lozing van de in de punten 7 tot en met 12 van bijlage VIII van de kaderrichtlijn Water genoemde verontreinigende stoffen (lijst II van Richtlijn 80/68/EEG) is toegestaan op voorwaarde dat daardoor de goede chemische toestand van het grondwater niet in het gedrang komt.

Context

In de in oktober 2000 vastgestelde kaderrichtlijn Water werden maatregelen aangekondigd ter voorkoming en beperking van de verontreiniging van grondwater. Het hier samengevatte voorstel is een antwoord op deze eis. Krachtens diezelfde kaderrichtlijn zal in 2013 bovendien Richtlijn 80/68/EEG betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging veroorzaakt door de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen worden ingetrokken. Dit voorstel heeft tot doel de waterkwaliteit te beschermen en de leemte in de wetgeving ten gevolge van de verdwijning van Richtlijn 80/68/EEG te vullen.

Er zijn verschillende redenen om van de bescherming van het grondwater een prioriteit van het milieubeleid van de Europese Unie te maken, meer bepaald:

- als grondwater eenmaal verontreinigd is, zijn de gevolgen daarvan duurzamer (tot decennia) en is reiniging moeilijker dan in het geval van de verontreiniging van oppervlaktewateren;
- aangezien grondwater een belangrijke natuurlijke hulpbron is voor de productie van drinkwater alsook voor toepassingen in landbouw en industrie, kan de verontreiniging ervan gevaarlijk zijn voor de volksgezondheid en voor de uitoefening van bedoelde activiteiten;
- grondwaterlichamen leveren het basisdebiet voor talrijke rivieren (voor sommige rivieren kan het aandeel van grondwater in het debiet oplopen tot 90%) en kunnen zo de kwaliteit van oppervlaktewateren beïnvloeden;
- grondwater dient als buffer in periodes van droogte en is dan essentieel om waterrijke gebieden in stand te houden.

2.2.5. Andere Europese landen

a. Verein Deutscher Ingenieure

De VDI (Verein Deutscher Ingenieure)-richtlijnen dienen als een beslisondersteunende leidraad voor specialisten in het veld bij de voorbereiding van wetgeving en het opstellen van verordeningen en regelgevingen in Duitsland.

De VDI richtlijn 3897 omtrent emissiecontrole bij bodemluchtextractie en grondwaterstripping geeft een aantal emissiegrenswaarden welke als richtwaarden kunnen gehanteerd worden. Carcinogene substanties zoals benzeen, vinylchloride, 1,1-dichlooretheen en 1,1,2,2-tetrachloorethaan moeten zoveel mogelijk vermeden worden. De MAC waarden kunnen hiervoor gehanteerd worden. Voor het behandelen van afgassen afkomstig van bodemluchtextractie en grondwaterstripping wordt hierin verwezen naar de TA lucht zonder hierbij evenwel met massadebieten rekening te houden. De som van alle organische pollutanten, met uitzondering van alifatische koolwaterstoffen, aanwezig in de afgassen moet minder zijn dan 50 mg/m³.

De som van alle gechloreerde koolwaterstoffen mag de 20 mg/m³ niet overschrijden. Naar analogie wordt hier voor sites gelegen in residentiele omgeving de emissiewaarde voor organische pollutanten op 10 mg/m³ aangegeven en voor gechloreerde koolwaterstoffen 5 mg/m³.

Systemen voor grondwaterstripping moeten dezelfde waarden respecteren als bodemluchtextractie. Bijkomend dient bij grondwaterstripping de ratio van stripping lucht tot grondwater tot 100/1 beperkt te worden om verregaande verdunning te voorkomen

De VDI (Verein Deutscher Ingenieure) richtlijn 3898 omtrent emissiecontrole bij extractieve, thermische en biologische bodembehandelingstechnieken en immobilisatiemethoden vermeld volgende emissiewaarden waaraan deze installaties moeten voldoen. Deze richtlijn is van toepassing op vaste, semi-mobiele en mobiele fysische, chemische, thermische en biologische grondwaterbehandelingssystemen.

Extractieve reiniging

Een totaal C-gehalte van 20 mg/m³ kan behaald worden door toepassen van adsorptie en filtratie van de afgassen.

Thermische reiniging

Thermische grondbehandelingssystemen moeten zodanig werken dat zij het daggemiddelde van 50 mg CO/m³ en een half-uur gemiddelde van 100 mg/m³ niet overschrijden.

Hierbij worden tevens volgende daggemiddelden toegevoegd waaraan voldaan moet worden. Deze emissiegrenswaarden zijn gebaseerd op een zuurstofpercentage in de afgassen van 11%.

Totaal stof	10 mg/m ³
Totaal C-gehalte	10 mg/m ³
Anorganische gechloreerde gassen, als HCl	10 mg/m ³
Anorganische gefluoreerde gassen, als HF	1 mg/m ³
SO ₂ en SO ₃ , als SO ₂	50 mg/m ³
NO en NO ₂ , als NO ₂	0,20 g/m ³
Kwik	0,03 mg/m ³

Geen halfuurwaarde zal onderstaande waarden overschrijden:

Totaal stof	30 mg/m ³
Totaal C-gehalte	20 mg/m ³

Anorganische gechloroerde gassen, als HCl	60 mg/m ³
Anorganische gefluoreerde gassen, als HF	4 mg/m ³
SO ₂ en SO ₃ , als SO ₂	0,20 g/m ³
NO en NO ₂ , als NO ₂	0,40 g/m ³
Kwik	0,05 mg/m ³

Wat de emissies van dioxines en furanen betreft moeten bij thermische behandeling de emissiegrenswaarden overgenomen worden die geldig zijn voor het verbranden van afval.

In het geval het gaat om mobiele installaties, welke niet langer dan 12 maanden op één site blijven staan, kunnen de opgelegde emissievoorwaarden afwijken van deze in bovenstaande vermeld. Deze installaties moeten voldoen aan TA lucht.

Biologische methoden

Biologische grondbehandelingssystemen worden in principe toegepast voor met petroleum vervuilde gronden of gelijkaardige verontreinigde gronden. In de gereinigde gassen mag het totaal C-gehalte de 20 mg/m³ niet overschrijden, behalve voor de alifatische KWS C1 tot C4. Voor benzeen ligt de emissiegrenswaarde op 5 mg/m³

Immobilisatie methoden

Volgende waarden zijn van toepassing:

Totaal stof	20 mg/m ³
Totaal C-gehalte	20 mg/m ³

Deze waarden kunnen behaald worden door toepassing van filters en /of adsorptie technieken.

b. Duitsland

In onderstaande tabellen worden de Duitse concentratiewaarden aangegeven welke gebruikt worden voor de beoordeling van de invloed van de verontreinigde site op grondwater en bodemlucht. Op deze manier wordt uitgemaakt of er al dan niet gesaneerd dient te worden.

*Tabel 2.4: Concentraties gehanteerd als toetsing voor grondwater
(Altlasten-verordnung, Anhang 1 Art. 9 en 10)*

Parameter	concentratie (mg/l)
<i>Anorganisch</i>	
Antimoon	0,01
Arseen	0,05
Lood	0,05
Cadmium	0,005
Chroom	0,02
Kobalt	2
Koper	1,5
Nikkel	0,7
Kwik	0,001
Zilver	0,1
Zink	5
Tin	20

Tabel 2.4: Concentraties gehanteerd als toetsing voor grondwater
(Altlasten-verordening, Anhang 1 Art. 9 en 10) (vervolg)

Parameter	concentratie (mg/l)
Ammonium	0,5
Cyaan (vrij)	0,05
Fluoride	1,5
Nitriet	0,1
<i>Organisch</i>	
<i>Alifatische koolwaterstoffen</i>	
Som van C5 tot C10	2
Methyl-tertiar-butyl-ether (MTBE)	0,2
Amine	
Aniline	0,05
4-chlooraniline	0,1
<i>Monocyclische aromatische koolwaterstoffen (BTEX)</i>	
Benzeen	0,01
Tolueen	7
Ethylbenzeen	3
Xyleen	10
<i>Gehalogeneerde koolwaterstoffen</i>	
1,2-dibroomethaan (EDB)	0,05
1,1-dichloorethaan	3
1,2-dichloorethaan (EDC)	0,003
1,1-dichlooretheen	0,03
1,2-dichlooretheen	0,05
Dichloormethaan (methylchloride, DCM)	0,02
1,2-dichloorpropan	0,005
1,1,1,2 tetrachloorethaan	0,001
Tetrachlooretheen (Per)	0,04
Tetrachloormethaan	0,002
1,1,1-trichlooretheen	2
Trichlooretheen (Tri)	0,07
Trichloormethaan (chloroform)	0,04
Vinylchloride	0,1 µg/l
Chloorbenzol	0,7
1,2-dichloorbenzol	3
1,3-dichloorbenzol	3
1,4-dichloorbenzol	0,01
1,2,4-trichloorbenzol	0,4
Polychloorbiphenyl (PCB)	0,1 µg/l
<i>Fenolen</i>	
2-chloorfenol	0,2
2,4-dichloorfenol	0,1
2-methylfenol (o-kresol)	2
3-methylfenol (m-kresol)	2
4-methylfenol (p-kresol)	0,2

Tabel 2.4: Concentraties gehanteerd als toetsing voor grondwater
(Altlasten-verordning, Anhang 1 Art. 9 en 10) (vervolg)

Parameter	concentratie (mg/l)
Pentachloorfenol (PCP)	0,001
Fenol (C6H6O)	10
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)</i>	
Acenafteen	2
Antraceen	10
Benz(a)antraceen	0,5 µg/l
Benzo(b)fluorantreen	0,5 µg/l
Benzo(k)fluorantreen	0,005
Benzo(a)pyreen	0,05 µg/l
Chryseen	0,05
Dibenz(ab)antreen	0,05 µg/l
Fluorantreen	1
Fluoreen	1
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,5 µg/l
Naftaleen	1
Pyreen	1

Tabel 2.5: Concentratiewaarden voor de beoordeling van bodemlucht
in verontreinigde sites (Altlasten-verordning, Anhang 1 Art. 11)

Parameter	concentratie (mg/m ³) bij 10°C
<i>Anorganisch</i>	
Kwik	0,043
Koolstofdioxide	9477
Zwavedioxide	15
<i>Organisch</i>	
Benzine (aromatenvrij)	1856
Benzine (0-10 vol% aromaten)	1856
Methaan	6908
<i>Gehalogeneerde koolwaterstoffen</i>	
Chloorbenzeen	48
1,1-dichloorethaan	426
1,2-dichloorethaan (EDC)	21
1,1-dichlooretheen	8,4
1,2-dichlooretheen	835
Dichloormethaan	366
1,2-dichloorpropan	365
1,1,2,2-tetrachloorethaan	7,2
Tetrachlooretheen (Per)	357
Tetrachloormethaan	33
1,1,1-trichloorethaan	1149
Trichlooretheen (Tri)	283
Trichloormethaan (chloroform)	51

Tabel 2.5: Concentratiewaarden voor de beoordeling van bodemlucht in verontreinigde sites (Altlasten-verordnung, Anhang 1 Art. 11) (vervolg)

Parameter	concentratie (mg/m ³) bij 10°C
Vinylchloride	5,4
<i>Monocyclische aromatische koolwaterstoffen</i>	
Benzeen	3,4
Tolueen	198
Ethylbeen	457
Xyleen	457
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)</i>	
Benzo(a)pyreen	0,002
Naftaleen	55

c. Nederlandse wet- en regelgeving

Bij het uitvoeren van een bodemsaneringsproject zijn er in Nederland een aantal wetgevingen van belang. Hieronder trachten we een overzicht te geven van de belangrijkste beleidskaders.

- Wet bodembescherming: Hierin zijn alle situaties waarin verontreiniging van grond en/of het grondwater heeft plaatsgevonden ingedeeld in categorieën met een uiteenlopende mate van impact en omvang. Daarmee samenhangend is een onderverdeling gemaakt in situaties die wel en die niet gesaneerd dienen te worden en zo ja op welke termijn die sanering uiterlijk moet begonnen zijn.
- Wet oppervlaktewateren: Hierin wordt een onderscheid gemaakt in directe lozingen naar oppervlaktewater en indirecte lozingen via de riolering én de rioolwaterzuiveringsinstallaties op oppervlaktewater.

Directe lozingen:

Om toestemming te krijgen voor directe lozing van bodemsaneringswater dient een vergunning te worden aangevraagd. Voor (neven)verontreinigingen zijn onderstaande indicatieve lozingseisen beschikbaar.

Tabel 2.6: Indicatieve normen (µg/l) voor nevenverontreinigingen in grondwater dat wordt geloosd op oppervlaktewater (mg/l) (Wet oppervlaktewater Nederland) (CIW, 2002)

Nevenverontreiniging	Lozingsnorm voor groot ontvangend opp. water	Lozingsnorm voor klein ontvangend opp. water	Lozingsnorm voor klein ontvangend opp. water met kwetsbare functie
Zwevende delen	50	20	15
Ijzer	5	5	3
Zuurstofgehalte	5	5	5
pH	6,5-9,0	6,5-9,0	6,5-9,0
Chloride	200	200	50-100
Sulfaat	100	100	100
CZV	50	50	30-50
N-totaal	20	10	5
Fosfaat	1	0,5	0,2

*Tabel 2.7: Normen voor lozing van verontreinigingen op oppervlaktewater ($\mu\text{g/l}$).
Weergegeven zijn de indicatieve lozingseisen uit de CIW-nota van 1989, de indicatieve lozingseisen anno 2001 van een waterschap en de indicatieve lozingseisen van een regionale directie van rijkswaterstat. (CIW, 2002)*

Verontreiniging	CIW-1998	Waterschap	Regionale directie RWS
BTEX-som	100	4	50
– benzeen	10	2	20
– toluen	50	2	20
– ethylbenzeen			
– xyleen			
VOCL			
– totaal alifatisch	20		20
– totaal aromatisch	20		20
– tetrachlooretheen		2	5
– trichlooretheen		2	5
– 1,2-dichlooretheen		2	5
– vinylchloride			5
PAK en naftaleen			
– naftaleen	40	0,2	10
PAK overig	50		
Minerale olie	6000-20000	200	6000-20000
Zware metalen			
– Cd	20	1	5
– Cr	500	30	30
– Cu	500	30	50
– Ni	500	75	50
– Pb	500	75	50
– Zn	500	500	100

Indirecte lozingen:

De normstelling voor indirect lozen van verontreinigd grondwater is vergelijkbaar met deze voor lozing op groot ontvangend oppervlaktewater.

– Wet milieubeheer:

Hoofdstuk 7 van het ‘Besluit voorzieningen en installaties milieubeheer’ uit het Nederlandse handboek milieuvergunningen vermeldt onderstaande voorschriften met betrekking tot grond- en grondwaterreinigingsinstallaties.

Emissies van gasvormige of dampvormige componenten die vrijkomen bij het reinigen van verontreinigde grond voldoen aan de normen gesteld in paragraaf 3.3 F5 van de Nederlandse Emissierichtlijn Lucht, uitgave 2000.

De bij het reinigen van grond eventueel vrijkomende restfractie wordt zodanig opgeslagen dat nadelige gevolgen voor het milieu worden voorkomen, dan wel, voorzover zij niet kunnen worden voorkomen, zo veel mogelijk worden beperkt.

In een riolering wordt geen gereinigd grondwater gebracht dat:

- meer dan 10 mg/l bevat aan minerale olie,
- meer dan 300 mg/l bevat aan sulfaat,

- meer dan 500 µg/l bevat aan chroom, koper, lood, nikkel, zink en tin individueel,
- meer dan 100 ig/l bevat aan monocyclische aromatische koolwaterstoffen som,
- meer dan 40 ig/l bevat aan naftaleen,
- meer dan 30 mg/l bevat aan onopgeloste bestanddelen,
- meer dan 10 µg/l bevat aan perchloorethyleen,
- meer dan 50 ig/l bevat aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK 10),
- meer dan 10 µg/l bevat aan trichloorethyleen, of
- een pH heeft lager dan 6,5 of hoger dan 8,5 bij een etmaalmonster, respectievelijk 10 bij een zogenoemd steekmonster (piekwaarde).

Het gereinigde grondwater wordt, voordat het in een voorziening voor inzameling en transport van afvalwater wordt gebracht, door een doelmatige, goed toegankelijke controlevoorziening geleid.

Verontreiniging van de bodem wordt voorkomen. Een aggregaat is daartoe zodanig opgesteld of uitgevoerd dat de inhoud van het smeeroliesysteem en de voorraad aan vloeibare brandstof wordt opgevangen in een bodembeschermende voorziening met 100% opvangcapaciteit. Deze bodembeschermende voorziening is permanent tegen inregenen beschermd.

Een grondwater- of grondreinigingsinstallatie is tegen mechanische beschadiging en ongewenste handelingen van onbevoegden beschermd.

Hoofdstuk 3

PROCESBESCHRIJVING, MILIEU-HYGIËNISCHE ASPECTEN EN MAATREGELLEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende inzetbare bodemsaneringstechnieken en grondreinigingstechnieken, anno 2006, beschreven. In eerste instantie worden de mogelijke saneringsprincipes en -trajecten besproken. Vervolgens wordt voor elk van de mogelijke bodemsaneringstechnieken een beschrijving gegeven en worden de bijbehorende milieuproblemen en de beschikbare milieumaatregelen geschetst.

3.1. Mogelijke saneringsprincipes en -trajecten

Als besloten is verontreinigen uit de bodem te verwijderen, dan zijn er in essentie twee mogelijkheden voor reiniging. De eerste mogelijkheid is de *in-situ methode* waarbij de verontreiniging verwijderd wordt zonder dat grond hoeft te worden afgegraven. Een beperking van de *in-situ methode* is vaak de lange benodigde tijdsduur; daardoor is deze methode voor een aantal verontreinigingsgevallen niet aantrekkelijk. De tweede mogelijkheid is de verontreinigde grond te ontgraven (*ex-situ* sanering). Deze kan dan eventueel ter plaatse worden gereinigd met behulp van een mobiele grondreinigingsinstallatie (on-site reiniging); meestal wordt de grond na ontgraven echter afgevoerd naar een vaste installatie (off-site reiniging).

In principe kunnen de hierna besproken behandelingstechnieken voor ontgraven grond zowel on-site als off-site worden toegepast. On-site beperkt zich in de praktijk meestal tot minder complexe systemen zoals landfarming (biologische behandelingstechniek, zie verder) en extractieve behandeling (zie verder), al wordt ook thermische behandeling ingezet. Typische off-site technieken zijn gekenmerkt door een grote behandelingscapaciteit per uur (20 à 30 ton per uur), zoals thermische installaties en fysico-chemische behandelingen.

De keuze omtrent de behandlungsplaats (in-situ, on-site, off-site) is afhankelijk van meerdere factoren en niet steeds eenduidig vast te leggen. Sterk bepalend zijn de locatietekenen zoals bereikbaarheid van de pollutie. Zo worden in-situ technieken toegepast indien de verontreiniging zich bevindt op plaatsen waar niet of zeer moeilijk kan worden ontgraven zoals onder en direct naast gebouwen. In-situ behandeling vereist doorgaans een voldoende doorlatende (homogene) bodem, waardoor de pollutie overal bereikt kan worden en het achterblijven van restverontreiniging kan worden beperkt.

Een derde locatietekening vormt de beschikbare ruimte. Zo vraagt een on-site behandeling onder de vorm van landfarming meestal een grote behandelingsoppervlakte die niet steeds ter plaatse of in de onmiddellijke omgeving beschikbaar is.

Ook de aard en vooral het voorkomen van de pollutie is bepalend. Organische verontreinigingen zoals (vluchtige) gechlorideerde solventen, BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen) of naftaleen aanwezig in de gasfase van de onverzadigde bodem zijn via een bodemluchtexttractie (= in-situ techniek) te behandelen. Wanneer dezelfde organische pollutanten b.v. als teerdruppels in de bodem zitten, kan een behandeling meer succesvol zijn mits een voorafgaande uitgraving.

De plaatsing van een mobiele installatie op de saneringslocatie (on-site) rendeert pas vanaf een bepaald te behandelen volume. Kleinere volumes worden na uitgraving beter afgevoerd naar een grote vaste installatie. De transportkost weegt niet op tegen de kosten verbonden aan de tijdelijke opbouw van een behandelingsinstallatie ter plaatse. Het is ook duidelijk dat de uitvoeringskostprijs de finale doorslag geeft. Over het algemeen zijn in-situ technieken goedkoper, mits correct uitgevoerd en de saneringsdoelstelling realistisch is.

Om grond te zuiveren zijn er *drie mogelijke saneringsprincipes*:

1. Een eerste mogelijkheid is de schadelijke werking van de verontreinigende stoffen te stoppen zonder de polluenten te verwijderen: *immobilisatie* of verlagings van de uitloogbaarheid of (bio)beschikbaarheid.
2. Een tweede mogelijkheid is de vervuilde grond te *isoleren*, dat wil zeggen “inpakken”, om te voorkomen dat de vervuiling zich verspreidt en/of om de blootstelling van mens, dier of plant aan de verontreiniging, weg te nemen.
3. Een derde mogelijkheid is de verontreiniging werkelijk te *verwijderen* uit de bodem. Hier toe bestaan een reeks technieken die algemeen in drie groepen in te delen zijn: fysico-chemische technieken (strippen met lucht of stoom, spoelen met water – al dan niet met additiefstoffen –, chemische en thermische destructie, etc), biologische technieken welke beroepdoen op micro-organismen om de polluenten in de bodem of het grondwater af te breken en civiel-technische technieken (vb. ontgraven van de bodem).

Bij elke bodemsanering wordt een welbepaald saneringstraject gevolgd. Dit *traject* is een samenvoeging van een aantal *saneringsconcepten* en beschrijft eigenlijk het principe van de aanpak. Saneringsconcepten vormen op hun beurt dan weer een groep van alternatieve saneringstechnieken die hetzelfde doel voor ogen hebben (bv. het concept grondwaterzuivering omvat technieken zoals filtratie, strippen, e.a.). Indien voor een bepaald saneringsconcept wordt geopteerd, dient een oordeelkundige keuze uit de verschillende beschikbare technieken gemaakt te worden. Een *bodemsaneringstechniek* is een technisch proces dat rechtstreeks (bv. grondwateronttrekken via bemaling) of onrechtstreeks (bv. luchtzuivering met actief kool) toegepast wordt bij een bodemsanering. In bijlage 2 wordt de samenhang tussen technieken en concepten enerzijds en concepten en trajecten anderzijds nog verder verduidelijkt.

In dit hoofdstuk worden volgende trajecten met hun bijhorende concepten dieper uitgewerkt:

Traject	Concept
1. Civiel-technische beheersing	Horizontale bovenafdichting
	Horizontale onderafdichting
	Waterkerende verticale afdichting
	Onttrekken van water ten behoeve van civieltechnische beheersing
2. Ontgraven	Ontgraven van grond
	Grondkerende verticale afdichting
	Waterkerende verticale afdichting
	Transport
	Ex-situ grondreiniging off-site/on-site
	Ex-situ immobilisatie
	Saneringsberging
	Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandsverlaging
3. Hydrogeologische beheersing	Onttrekken van water ten behoeve van hydrogeologische beheersing

Traject	Concept
4. Pump & treat	Onttrekken van grondwater
	Herinfiltreren van water
	Grondwaterzuivering
5. In-situ drijfslaagverwijdering (LNAPL)	Actieve in-situ drijfslaagverwijdering
	Passieve (gravitaire) drijfslaagverwijdering
6. In-situ zaklaagverwijdering (DNAPL)	
7. In-situ bodemspelen	Infiltreren van water ten behoeve van extractie
	Infiltreren van detergenten ten behoeve van extractie
	Infiltreren van co-solventen ten behoeve van extractie
	In-situ recirculatiebron
8. In-situ elektroreclamatie	Elektromigratie/ Elektrodepositie
9. Fytoremediatie	Aanbrengen van groene planten voor de verwijdering van polluenten uit bodem en grondwater
10. Bodemluchtexttractie	Onttrekking van bodemlucht ten behoeve van in-situ verwijdering van vluchtige polluenten uit de bodem
	Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandsverlaging
	Luchtzuivering
11. Persluchtinjectie	Injectie van lucht ten behoeve van in-situ strippen van vluchtige polluenten uit het grondwater
12. Bioventing	Onttrekking van bodemlucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de polluenten
	Luchtzuivering
13. Biosparging	Injectie van lucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de polluenten
14. In-situ thermische reiniging	Stoominjectie
	Stroominjectie
15. In-situ chemische oxidatie	Infiltreren/injecteren van waterige oplossing van oxidant ten behoeve van chemische destructie van polluent
	Injectie van gasvormig oxidant ten behoeve van chemische destructie van polluent
16. In-situ bioremediatie	Infiltreren/injectie ten behoeve van aërobe biologische omzetting
	Infiltratie/injectie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische omzetting of vastlegging (van chloorkoolwaterstoffen en metalen)
17. Reactieve wand	Aanbrengen van een chemisch reactieve zone/wand
	Aanbrengen van een adsorptieve zone/wand
	Aanbrengen van een biologisch reactieve zone/wand - aëroob
	Aanbrengen van een biologisch reactieve zone/wand - anaëroob
	Waterkerende verticale afdichting
18. In-situ immobilisatie	Infiltreren van reagentia ten behoeve van in-situ fixatie van polluenten

Van elk van de bovenvermelde concepten wordt volgende informatie gegeven:

1. Principe van het concept en de technieken ter uitvoering van het concept.
2. Toepassingsgebied; hier worden vnl. toepassingsvoorwaarden gegeven en (waar mogelijk) criteria aangegeven waar het concept/techniek met een acceptabel eindresultaat kan en mag toegepast worden.
3. Kosten; omdat toepassen van grondreinigingstechnieken van veel factoren afhankelijk is, wordt slechts summier op de kosten ingegaan. De aangegeven kostprijzen zijn exclusief begeleiding, opvolging en nodige staalnames en metingen.
4. Milieubelasting en te nemen maatregelen; milieubelastende aspecten als emissies naar lucht en water, productie van afvalstoffen en te nemen maatregelen ter preventie of reductie van emissies naar de verschillende milieucompartimenten.

De beschrijving van deze concepten en technieken is vooral gebaseerd op de Gids voor Bodemsaneringstechnieken (Vito 1998) en het Handboek Bodemsaneringstechnieken (Van der Gun et al., 2000). Verder werd tevens beroep gedaan op de in Vito opgebouwde ervaring rond deze technologieën.

3.2. Traject 1: Civieltechnische beheersing

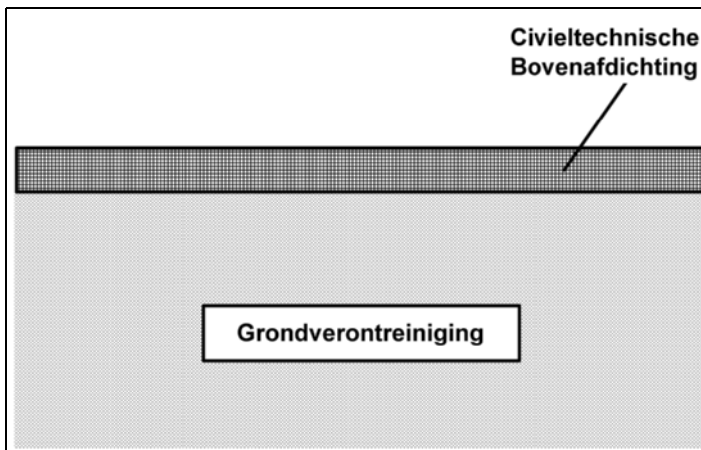
3.2.1. Concept 1: Horizontale bovenafdichting

3.2.1.1. Principe

De belangrijkste functie van een bovenafdichting is het voorkomen van contact met de verontreinigingen en het beperken van de infiltratie van neerslag of uitdamping van de verontreinigingen.

Er zijn verschillende categorieën van afdichtende lagen die zich van elkaar onderscheiden door de aard van de toegepaste materialen.

Techniek 1: Civieltechnische constructiematerialen:



Figuur 3.1: Schema bovenafdichting van civieltechnische constructiematerialen

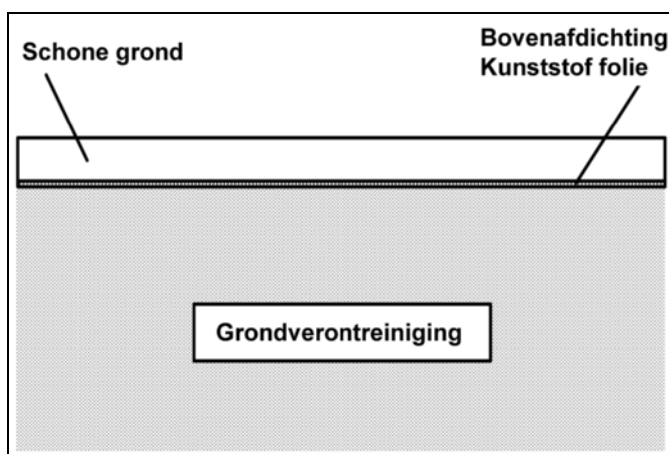
Twee voorbeelden van civieltechnische afdichtingen zijn de asfaltbetonlaag en de (cement)betonlaag.

De asfaltbetonlaag bestaat uit bitumen (voor 5 tot 10%), zand, aggregaten en vulstoffen en wordt in een dikte van 6 tot 8 cm aangebracht.

De cementbetonlaag bestaat uit een mengsel van zand, cement, water en eventueel grind. De uiteindelijke doorlatendheid wordt bepaald door de samenstelling van het zand/cementmengsel. Een betonlaag kan worden aangebracht door het storten van een enkele cm (5 tot enkele tientallen cm, afhankelijk van de toepassing) dikke betonnen vloer of door het leggen van prefab platen.

De prefab platen zijn minder gevoelig voor spanningen. De voegen tussen de platen dienen flexibel afgedicht te worden, opdat geringe afschuivingen opgevangen kunnen worden.

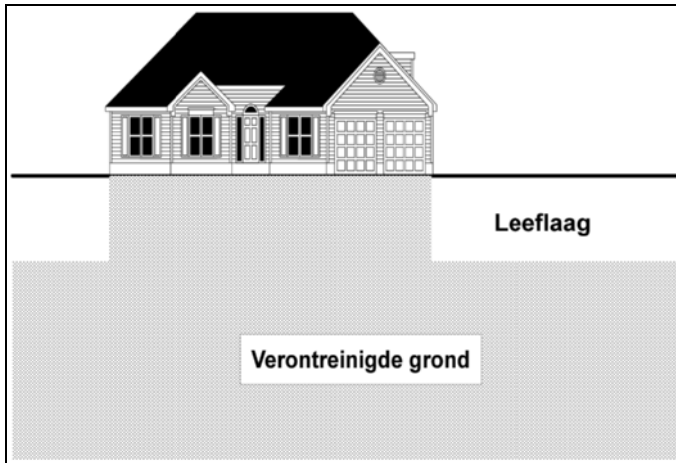
Techniek 2: Kunststofmembranen



Figuur 3.2: Schema bovenafdichting van kunststofmembranen

Een bovenafdichting met kunststoffolie kan worden uitgevoerd met een aantal kunststofftypen. Meestal worden thermoplasten toegepast, kunststoffen die bij een geringe temperatuurverhoging of -verlaging flexibel blijven, niet beschadigd worden en waarvan de folies in banen aan elkaar gelast kunnen worden. De folie wordt in de regel op rollen van 5 tot 10 meter breedte aangeleverd.

Het meest toegepaste type is HDPE (high density poly-ethyleen) dat een dichtheid heeft van 900 tot 1000 kg/m³. Een ander type is het weekgemaakt PVC-P. Een nadeel is dat de weekmakers in de loop van de tijd uit het PVC kunnen verdwijnen waardoor het minder flexibel en dus gevoeliger voor breuken en scheuren wordt.

Techniek 3: Leeflaagconstructie

Figuur 3.3: Schema leeflaagconstructie

De leeflaag bestaat in de regel uit een grondlaag die op de verontreinigde bodemlaag wordt aangebracht. De leeflaag kan worden aangebracht na de ontgraving van de toplaag van de verontreinigde bodem. In deze vorm wordt een leeflaag toegepast indien de verontreiniging aanwezig is in de nabijheid van bebouwing.

Daarnaast kan de leeflaag als ophoging op de verontreinigde bodem aangebracht worden. Daarbij wordt het maaiveld verhoogd.

Een typische leeflaag heeft een dikte van ca. 1 meter. Dit is de laag waarbinnen bij normaal gebruik door mens (kabels en leidingen) en dier (incl. lichte begroeiing van planten) geen direct contact met de verontreiniging mogelijk is.

Een leeflaag wordt vaak in combinatie met een bovenafdichting toegepast (folie of natuurlijke materialen), om uitlozing te beperken.

3.2.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Bij de beoordeling van de toepasbaarheid van isolatiematerialen spelen naast de technische realisatiemogelijkheden ook een aantal toepassingsvoorwaarden een rol.

Voor de technische realisatiemogelijkheden zijn volgende voorwaarden van belang:

- Indien een asfaltbetonlaag met een dikte van 6 tot 8 cm wordt aangelegd kan een doorlatendheid van minder dan 10^{-9} m/s gerealiseerd worden. Asfaltbeton en beton zijn slecht bestand tegen ongelijkmatige belastingen en percolaatwater van bijvoorbeeld stortplaatsen. Prefab betonnen platen kunnen ongelijkmatige belastingen opvangen, mits de voegen tussen de platen goed en flexibel zijn afgedicht. Vluchtige organische oplosmiddelen kunnen evenwel door beton migreren.
- Een minimale dikte van 2,5 mm is vereist voor folies. De ondergrond moet geëgaliseerd worden en worden ontdaan van vegetatie en scherpe objecten die de folie kunnen beschadigen. Het lassen van duurzame folie-afdichtingen dient op een gestandaardiseerde en contro-

leerbare wijze plaats te vinden. Op de folie dient een drainerende laag te worden aangebracht om mechanische schade te voorkomen en om het neerslagoverschot af te voeren.

- Een leeflaag kan als isolatiemaatregel worden toegepast voor niet-vluchtige en slecht tot niet uitlogbare verbindingen, waarmee het directe contact dient te worden tegengegaan. Door de beperkte dikte van de leeflaag mogen geen diepe ontgravingen doorheen de leeflaag te worden uitgevoerd.

Voor technische bovenafdichtingen met een minerale afdichtingslaag, kunststoffolie of civiel-technische verhardingsmaterialen worden de volgende toepassingsvoorwaarden relevant geacht:

- *Waterdoorlatendheid*: hierbij moet nagegaan worden in hoeverre de techniek kan voldoen aan de gestelde eisen ten aanzien van de waterdoorlatendheid, uitgedrukt in een waarde voor het maximaal toelaatbare infiltratiedebiet/jaar;
- *Levensduur*: hieronder wordt de tijdsperiode verstaan waarbinnen de functie kan worden vervuld of waarbinnen aan een vooraf geformuleerde doelstelling kan worden voldaan. Zo hebben folies een beperkte levensduur (30 tot 50 jaar), en is deze maatregel dus geen definitieve oplossing en moet na verloop van tijd deze folie mogelijks worden vervangen;
- *Zettingen/zettingsverschillen*: door het aanbrengen van een bovenafdichting of bovenafdekking kunnen zettingen optreden als gevolg van de extra bovenbelasting. Door het optreden van zettingen kan het functioneren van de bovenafdichting worden aangetast.
- *Uitloging*: vanuit bodemkwaliteitsbelang kunnen eisen worden gesteld aan de uitloging van toegepaste materialen bij bovenafdichtingen en bovenafdekkingen.

3.2.1.3. *Kosten*

In onderstaande tabel is een indicatie gegeven van de afdichtingslagen in een bovenafdichtingsconstructie. Daarbij moeten volgende opmerkingen worden geplaatst:

- de prijzen zijn sterk afhankelijk van de schaalgrootte, situering van het werk;
- de prijzen zijn sterk afhankelijk van de marktwerking.

Tabel 3.1: *Kosten aanbrengen bovenafdichting (Van der Gun et al., 2000 en OVB 2004)*

Uitvoeringsvorm afdichtende laag	Kosten
Aanleggen van een asfalt of betonnen afdichting	€ 40-75 per m ²
Aanbrengen van een folie (afhankelijk van dikte)	€ 5-15 per m ²
Aanbrengen van een laag schone grond	€ 12 per m ³ schone grond (zand)

3.2.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

In deze paragraaf wordt een kwalitatieve beoordeling gegeven van de verschillende technieken naar milieubelasting toe. Onderstaande tabel geeft hiervan een overzicht.

Tabel 3.2: Overzicht milieubelasting van de verschillende uitvoeringsvormen van bovenafdichting

Aspect	Kunststoffolie	Civieltechnische verhardingsmaterialen	Leeflaagonstructie
<i>Verbruik schaarse grondstoffen</i>	Gering, alleen gebruikslaag evt. steunlaag	Gering, verbruik zand, cement, grind	Grond: afhankelijk van toegepaste dikten en toe te passen materialen (evt. hergebruiksmateriaal)
<i>Gebruikte bodembelastende stoffen of hulpmiddelen</i>	Grondwaterstand wordt gewijzigd (verdroging of verzadiging van de bodem met water boven folie)	Grondwaterstand wordt gewijzigd (verdroging of verzadiging van de bodem met water boven folie)	Niet relevant
<i>Emissies naar lucht, bodem of water</i>	Relevant daar na verloop van tijd lekkage doorheen de folie kan optreden ^a	Relevant daar uitloging kan optreden, door lekkage doorheen verhardingsmaterialen	Afhankelijk van verontreinigingssituatie uitvoeren van stofmetingen
<i>Geurhinder</i>	Niet relevant	Niet relevant	Niet relevant
<i>Geluidshinder</i>	Transport	Transport, verdichtingsapparatuur	Transport
<i>Energieverbruik</i>	Lassen, fabricage folie	Verdichten, productie asfalt, beton	Aanvoer grond

a. Folies hebben een beperkte levensduur en moeten na verloop van tijd (ca. na 30 to 50 jaar) worden vervangen

Voor leeflaagsaneringen kunnen milieuvriendelijke materialen worden gekozen. Derhalve kan bij dit type saneringen alleen de benodigde hoeveelheid schone grond een probleem vormen. In plaats van deze schone grond kan men binnen zekere grenzen ook hergebruiksmaterialen toepassen. In algemene zin kan worden geconcludeerd dat de milieubelasting van het aanbrengen van een bovenafdichting zeer gering is en niet onderscheidend werkt voor verschillende technieken.

3.2.2. Concept 2: Horizontale onderafdichtingen

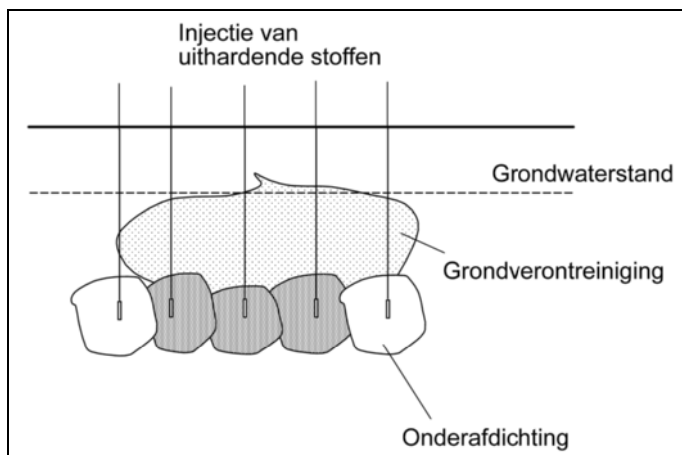
3.2.2.1. Principe

Een onderafdichting wordt aangelegd om verticale opwaartse (kwel) en neerwaartse (infiltratie) verspreiding van grondwater naar de diepte tegen te gaan en om kwel van grondwater bij grondwateronttrekkingen te voorkomen. In combinatie met een verticale afdichting kan een sterke reductie van de hoeveelheid te onttrekken en eventueel te zuiveren water plaatsvinden.

Techniek 1: Infiltratie/injectie van uithardende stoffen

Er zijn twee basistechnieken om een onderafdichting in situ aan te brengen, die beide op het principe van de poriëninjectie zijn gebaseerd: de gewone poriëninjectie en de injectie na verweking (jet-grouting). Bij de injectie na verweking wordt de korrelstructuur van de grond verstoord en herschikt. Er wordt een mengsel geïnjecteerd dat er voor zorgt dat de doorlatendheid van de bodem sterk wordt verlaagd. Injectievloeistoffen kunnen bestaan uit bentoniet-cementmengsels

of uit Waterglas (= $\text{Na}_2\text{Si}_2\text{O}_5 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: oplosbaar natriumzout van kiezelzuur) of organische harsen (polymeren) gemengd met bentoniet. De injectievloeistoffen worden geïnjecteerd in verticale filters die op een onderlinge afstand van 0,8 tot 1,5 meter staan; d.i. ongeveer de invloedstraal op de diepte van de injectie. Bij de injectie na de verwerking van de bodem wordt de vloeistof onder een extra hoge druk met water geïnjecteerd, waarna de losgeweekte grond zich mengt met de injectievloeistof en uithardt.



Figuur 3.4: Schema onderafdichtingen

Techniek 2: Betonlaag, kunststoffolie of kleimatten

Daarnaast is het ook mogelijk de grond te ontgraven en na aanbrengen van een (HDPE) folie, kleimat of betonlaag de grond terug te plaatsen.

3.2.2.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Aandachtspunten m.b.t. het toepassingsgebied zijn onder meer bodemtype, aard en concentratie van verontreinigende stoffen en geohydrologische situatie zoals ook reeds in paragraaf 3.1.1.2 werd aangegeven.

Klei of leem zijn pas geschikt voor toepassing als deze een lutumfractie (deeltjes $<2 \mu\text{m}$) van meer dan 35% bevat. De lutumfractie moet voor meer dan 15% bestaan uit zwellende mineralen. De kleilaag moet minimaal 0,4 m dik zijn. De klei moet verwerkt worden bij een gelijkmatig vochtgehalte, hoger dan het in het laboratorium vastgestelde optimum, en is dus sterk weersafhankelijk. Zandbentonietmengsels dienen met een laagdikte van ten minste 0,25 m te worden aangelegd. Klei- en bentonietmatten hebben een dikte van slechts enkele cm. Bentoniet dient na de toepassing van boven belast te worden om een passende afdichting te realiseren. Op de minerale afdichtingslaag wordt een drainagelaag voor afvoer van regenwater en een beschermingslaag aangelegd om aantasting van de afdichtingslaag door wortelgroei te voorkomen.

Voor een definitieve afdichting wordt een maximale diepte van 20 meter aangehouden. In een slecht-doorlatende bodem kan deze techniek niet worden uitgevoerd. De ondergrens ligt bij een doorlatendheid van circa 10^{-6} m/s.

Opnieuw kunnen hiervoor ook toepassingsvoorwaarden worden geïnventariseerd die door de overheid gesteld kunnen worden. De onderstaande eisen zijn gerelateerd aan de functie die een onderafdichting zou kunnen vervullen. Een kwantitatieve invulling wordt nog niet gegeven.

- het verhinderen/reduceren van transport van verontreinigende stoffen vanuit de bodem naar de omgeving (verticaal);
- het verhinderen/reduceren van de instroom van niet-verontreinigd grondwater naar de bodemverontreiniging door kwel (de beoordeling van een kwelsituatie kan verschillende aspecten hebben: gunstig is dat er geen verspreiding naar beneden plaats zal vinden, een grote hoeveelheid te behandelen water kan echter ongunstig zijn);
- het verhinderen/reduceren van verspreiding van (vluchtige) verontreinigende stoffen door bodemlucht-transport.

3.2.2.3. *Kosten*

Ten behoeve van de methode onderafdichting met een minerale afdichting moeten bedragen gereserveerd worden voor onderzoek, voorbereiding, uitvoering, exploitatie en nazorg. In onderstaande tabel wordt een inschatting van bedragen gegeven.

Tabel 3.3: Kosten aanbrengen onderafdichting (Van der Gun et al., 2000)

Uitvoeringsvorm	Specificatie materiaal/uitvoeringsvorm	Kosten
Aanleggen klei afdichtingslaag		€ 17 - 22 per m ²
Aanleggen zand/bentoniet afdichtingslaag		€ 17 - 27 per m ²
Aanleggen zand/bentoniet/folie afdichting		€ 17 - 27 per m ²
Aanleggen klei/bentonietmatten		€ 10 - 15 per m ²

3.2.2.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Bij toepassing van onderafdichting is de verspreiding van de verontreinigende stoffen naar de lucht te verwaarlozen. Door het mogelijk voorkomen van toxische componenten in de nog niet door reactie uitgeharde mengsels kan het proceswater belast worden. Er kan verontreinigd werkwater vrijkomen. Eventuele verspreiding in het grondwater is een aandachtspunt. Bij het voorboren van gaten voor de installatie van de injectielansen kan verontreinigde grond vrijkomen. Bovendien kunnen tijdens de injectie langs de injectielansen grond- en cementdeeltjes mee naar boven komen.

3.2.3. **Concept 3: Waterkerende verticale afdichtingen**

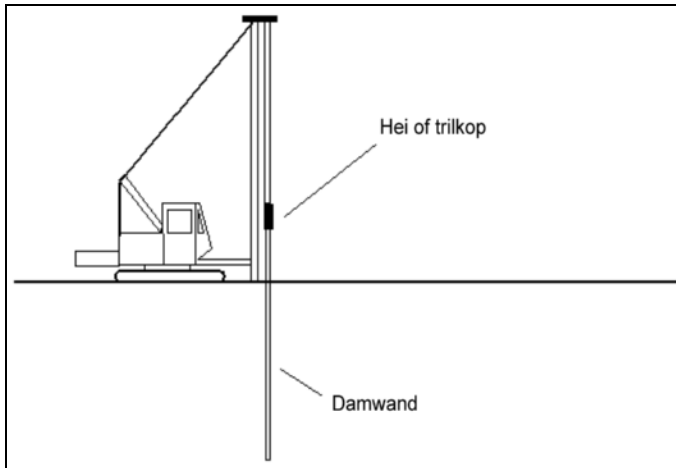
3.2.3.1. *Principe van de techniek*

Een verticale waterkerende afdichting is een isolatiemethode waarmee beoogd wordt de verspreiding van verontreinigende stoffen met de horizontale grondwaterverplaatsing te voorkomen, dan wel te beperken. De meest gangbare verticale afdichtingen zijn:

Techniek 1: Stalen damwand

Een stalen damwand is een tijdelijke of permanente waterkerende constructie, al of niet voorzien van een verankering of stempeling. Er zijn verschillende technieken waarmee een stalen damwand in de bodem kan worden gebracht. Afhankelijk van de bodemopbouw en randvoor-

waarden vanuit de omgeving (trillings- en geluidshinder) wordt meestal gekozen voor heien, trillen en/of drukken en eventueel spuiten. De stalen damwand zelf is waterdicht zolang hij niet door corrosie is aangetast. Een belangrijk aandachtspunt bij deze techniek is dat de sloten tussen de damwandplanken en de onderaansluiting op een slecht doorlatende laag gevoelig zijn voor lekkage. Na het aanbrengen van de planken of panelen worden de sloten geïnjecteerd met bentoniet-cement om lekkage via de sloten verder te reduceren. Het profiel van de damwand-planken is U- of Z-vormig. De constructie kan al of niet worden voorzien van een verankering of stempeling.

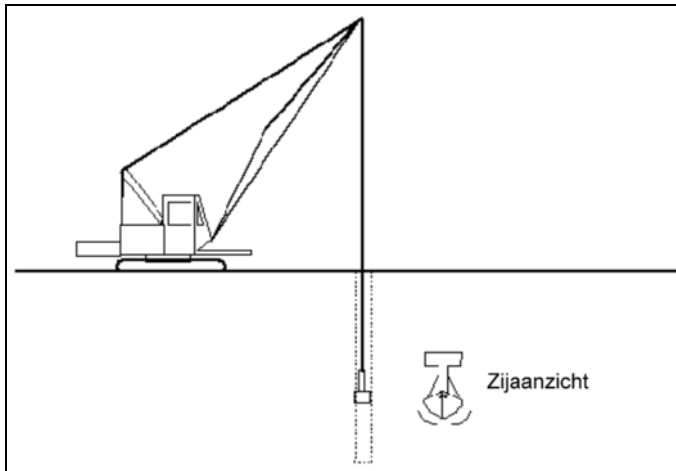


Figuur 3.5: Schema Stalen damwand

Techniek 2: Diepwand

Een diepwand is een permanente waterkerende constructie, al of niet voorzien van een verankering of stempeling. Diepwanden worden gemaakt door het graven van een smalle (0,40 tot 1,20 m breed) en relatief diepe sleuf en deze te vullen met een slecht doorlatende substantie. De gebruikte substanties bestaan voornamelijk uit bentoniet en cement waaraan desgewenst vulstoffen worden toegevoegd. Ook substanties als beton en plastisch beton wordt toegepast. In een diepwand kan ook een foliescherm worden aangebracht. Voor het graven van de sleuven kunnen bijvoorbeeld kelly-grijpers worden toegepast. De grijpers zijn hierbij aan een lange en betrekkelijk stijve stang bevestigd. Voor diepe sleuven zijn andere graafwerkzaamheden vereist zoals bijvoorbeeld een hydrofrees. Verbonden aan een stijf metalen frame, draaien wielen met tanden in tegengestelde richting ten opzicht van elkaar en woelen de grond los. Deze machine kan smalle sleuven tot steeds grotere diepte in vrijwel iedere grondsoort graven.

Voor de aanleg van de cement-bentoniet diepwanden wordt gebruikt gemaakt van zowel een 1-fase- als van een 2-fasesysteem. In een 1-fasesysteem wordt gebruik gemaakt van een cement-bentoniet suspensie. Deze suspensie laat men uitharden nadat een sectie van de sleuf gereed is. In een 2-fasesysteem wordt eerst een bentonietspoeling toegepast en na voltooiing van het uitgraven van een sectie wordt deze steunvloeistof vervangen door de substantie die de definitieve wand gaat vormen. De steunvloeistof wordt vervangen door de sleuf van onderen uit via storkokers vol te storten met het zwaardere mengsel. De steunvloeistof kan na regeneratie enige malen worden herbruikt.

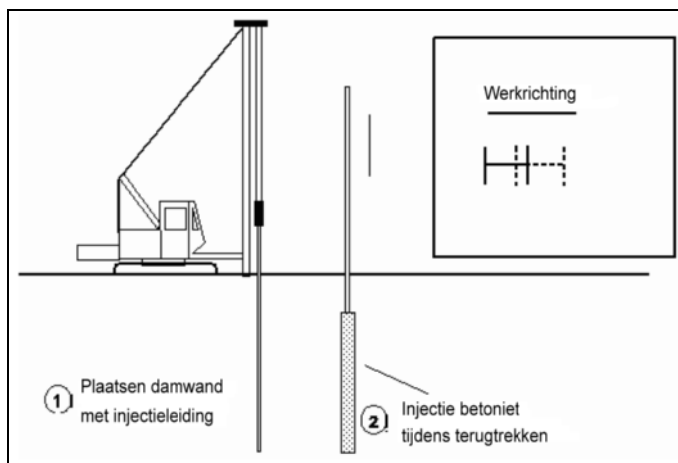


Figuur 3.6: Schema Diepwand

Techniek 3: Cement-bentonietwand

Door het plaatsen van een schermwand of een combinatie scherm/foliewand kan een waterremmende of waterkerende wand verkregen worden. Door een kraan met makelaar wordt een speciale spuitplank in de bodem getrild of geheid. Tijdens het terugtrekken van het scherm wordt een waterremmend materiaal gedoseerd (bentoniet/cement, P.U.). Het scherm (injectiewand) heeft een dikte van 10 tot 25 cm en heeft waterremmende eigenschappen. Tegelijk met de spuitplank kan een kunststofschermb tot voldoende diepte de bodem in getrild en gespoten worden. Ook kan een tweede spuitplank met kunststofschermb aan de eerste plank gekoppeld worden en op dezelfde wijze in de bodem gebracht worden. De koppeling van de schermen geschiedt met een slotverbinding. Wanneer de tweede spuitplank op diepte is, wordt de eerste spuitplank losgekoppeld van zijn schermmateriaal en uit de bodem getrild.

Hierna herhaalt de cyclus zich. De breedte van de schermdelen varieert tussen 1 en 2,50 meter. De schermdelen met folie zijn met sloten aan elkaar verbonden. De aansluiting op de afdichtende laag is een punt van aandacht. Vaak zal een afwerking door middel van injectie of grouting nodig zijn. Het geïnstalleerde scherm is waterkerend. Een alternatieve minder toegepaste methode is het aanbrengen van een folieschermb met behulp van een 'kettinggraafmachine'. Tijdens het graven wordt de verticaal staande rol folie afgerold waardoor een doorgaand waterdicht scherm wordt verkregen.



Figuur 3.7: Schema cement-bentonietwand

3.2.3.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Bij de beoordeling van de toepasbaarheid van isolatiematerialen spelen naast de technische realisatiemogelijkheden ook een aantal toepassingsvoorwaarden een rol.

Volgende technische realisatiemogelijkheden zijn van belang:

- Stalen damwanden zijn tijdelijke of permanente grond-/waterkerende constructies. De toepassing van stalen damwanden is beperkt tot diepten van circa 30 meter, afhankelijk van het type bodem, in grof zand bijvoorbeeld belangrijk minder (circa 20 meter). Wanneer ook gronddrukken opgevangen moeten worden heeft deze techniek de voorkeur boven andere typen verticale afdichtingen. De effectiviteit van een stalen damwand wordt mede bepaald door de kwaliteit van de sloten waarmee de damwandplanken worden verbonden en de onderaansluiting op een horizontale slecht doorlatende laag en de aanwezigheid van lekken in de wand. Toepassing van een stalen damwand in veengebieden kan in verband met het zure milieu pas worden overwogen na een gedegen onderzoek naar corrosiegevoeligheid van de wand en de mogelijkheden tot aanvullende maatregelen (zoals coatings). Onder normale omstandigheden is er wat betreft de aard van de verontreinigende stoffen geen beperking mits een goede coating en/of kathodische bescherming wordt aangebracht. Bij het toepassen van stalen damwanden, kan er sprake zijn van overlast. Zo leiden de heiwerkzaamheden voor een stalen damwand tot geluidsoverlast. Bovendien worden schokgolven geproduceerd. Door het toepassen van geluidswerende mantels om het hei- of trilblok kan geluidsoverlast worden beperkt. Bij het intrillen van damwanden kan trillingshinder in de nabije omgeving worden ondervonden. Door resonantieverschijnselen kan schade aan bebouwing ontstaan. Door het in trilling brengen van losgepakte zandlagen kunnen deze worden verdicht, hetgeen leidt tot zettingen. Door het veranderen van het moment van het trilblok bij het plaatsen en verwijderen van de platen kunnen de trillingen in de bodem sterk verminderd worden. Ook na het verwijderen (trekken) van de damwand bestaat een risico dat zettingen ontstaan. Afhankelijk van de grondsoort moet, indien wordt geheid of getrild, een afstand van 5 tot 25 m tussen damwand en bebouwing worden aangehouden. Indien de wanden worden ingedrukt, wordt geen overlast veroorzaakt. De aanwezigheid van onder-

grondse materialen (puin, funderingen) vormen een obstructie voor het plaatsen van de damwanden. Obstakels in de ondergrond dienen voorafgaand verwijderd te worden; zo niet wordt de wand er omheen gelegd. Het aanbrengen van damwanden in compacte grindlagen is moeilijk.

- De maximale diepte en de diepwandlengte is afhankelijk van de graafmethoden. Wanneer grijpers worden toegepast kan een maximale diepte bereikt worden van 50 m. Bij toepassing van de hydrofrees kan met de standaarduitvoering tot een diepte van 60 m worden gegraven. Met de nieuwste machines kunnen dieptes van meer dan 100 m worden bereikt. Diepwanden kunnen niet worden toegepast indien de grond bestaat uit grof materiaal, zoals grind, omdat de bentoniet suspensie kan wegvloeden door indringing in de poriën. Door de lage productiesnelheid en de vereiste hoge organisatiegraad zijn de kosten van diepwanden relatief hoog, waardoor de methode alleen toepasbaar is bij grotere werken. Diepwanden vormen een alternatief voor damwanden en worden toegepast indien een trillingsvrije en geluidsarme uitvoering is gewenst en/of een kerend scherm op grote diepte moet worden aangebracht. De effectiviteit van een cement-bentonietwand wordt, naast de kwaliteit van de onderafdichting, bepaald door de samenstelling van het wandmengsel en de kwaliteit van de uitvoering. In dit laatste geval spelen verticaliteit en controle op de kwaliteit van het mengsel een belangrijke rol. Door de adsorberende werking van de wand voor zware metalen en het pH-effect dat metalen in de nabijheid van de wand doet neerslaan, wordt de effectiviteit van de cement-bentonietwand vergroot. Door het ontgraven van de sleuf ontstaat er ontspanning van de grond, waardoor er in meer of mindere mate gerekend moet worden op het ontstaan van actieve schuifvlakken, die lopen vanaf de teen van de diepwand tot aan het maaiveld. Om deze reden zijn diepwanden niet geschikt om vlak langs bebouwing aan te brengen. Wat betreft de aard van de verontreinigende stoffen zijn er vrijwel geen beperkingen. Bij de keuze van de samenstelling van het mengsel moet wel rekening gehouden worden met de in de bodem aanwezige verontreinigende stoffen.
- Net zoals bij andere verticale afdichtingen, vormt de onderaansluiting op een slecht doorlatende horizontale laag een factor die in belangrijke mate de effectiviteit bepaalt. Bij cement-bentonietwanden moet hieraan speciale aandacht worden besteed door de aansluiting te verbeteren, bijvoorbeeld met behulp van injectie of grouting. Verder is de kwaliteit van de slotafdichting eveneens van invloed op de effectiviteit van de wand. De bodem moet geschikt zijn om het frame met spuitlansen in de grond te krijgen. Dit betekent dat toepassing mogelijk is in niet al te dicht gepakt zand en niet al te harde klei of veen. Grotere obstakels in de ondergrond vormen een probleem. In grove bodemmaterialen zoals grind kan geen waterremmend materiaal geïnjecteerd worden. De uitvoering van de sloten tussen de afzonderlijke folie-elementen verdient de nodige aandacht. Nagegaan moet worden of er in de omgeving geen trillingsgevoelige objecten aanwezig zijn. Het materiaal is resistent tegen de meest voorkomende chemicaliën. Lipofiele organische stoffen permeëren echter gemakkelijk doorheen kunststoffolies.

Voor verticale afdichting worden de volgende toepassingsvoorwaarden relevant geacht:

- *Waterdoorlatendheid*: hierbij moet nagegaan worden in hoeverre de techniek kan voldoen aan de gestelde eisen ten aanzien van de waterdoorlatendheid, uitgedrukt in een waarde voor de hydraulische weerstand van de verticale afdichting;
- *Levensduur*: hieronder wordt de tijdsperiode verstaan waarbinnen de functie kan worden vervuld of waarbinnen aan een vooraf geformuleerde doelstelling kan worden voldaan. Hierbij wordt uitsluitend ingegaan op de levensduur van de techniek;

- *Verstoring afdichtende bodemlagen* (niet toegestaan): bij het aanbrengen van een verticale afdichting worden vaak afdichtende bodemlagen doorsneden en mogelijk verstoord, hetgeen gevolgen kan hebben voor de verspreiding van de verontreinigingen;
- *Trillingen* (civieltechnische eisen): bij het aanbrengen van verticale afdichtingstechnieken kunnen trillingen optreden die negatieve effecten op de omgeving kunnen hebben;
- *Uitloging*: vanuit bodemkwaliteitsbelang kunnen eisen worden gesteld aan de uitloging van toegepaste materialen bij verticale afdichtingen;
- *Emissies vanuit de constructie*: vanuit bodemkwaliteitsbelang kunnen eisen worden gesteld aan emissies die vanuit de verticale afdichtingsconstructie optreden.

3.2.3.3. Kosten

In onderstaande tabel zijn de kosten van materiaal en uitvoering van de technieken weergegeven. Voorbereiding van de uitvoering is in de tweede kolom opgenomen. De kosten zijn sterk afhankelijk van de diepte van de wand, de noodzaak voor verankering, de lengte, de locatie en de aanwezige infrastructuur op de site. Voor een cement-bentoniet diepwand is bijvoorbeeld plaatsing van een installatie nodig, wat ca. € 75.000 kan kosten en wat met name kleinere projecten de prijs van de wand per m³ behoorlijk kan beïnvloeden.

Tabel 3.4: Kosten verticale afdichting (OVB, 2004)

Specificatie materiaal/ uitvoeringsvorm	Kosten	Kosten mob/demob
Verloren stalen damwand	€ 100-250 per m ²	€ 3000-5000
Diepwand	€ 75-125 per m ²	€ 15.000-30.000
Cement-bentonietwand	€ 37-75 per m ²	ca. € 75.000

3.2.3.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

In de bovenstaande paragraaf werden toepassingsvoorwaarden aangegeven, gesteld vanuit bodemkwaliteitsbelang. Aangezien bij de keuze van isolatietechniek ook nog andere belangen een rol spelen worden hier de beschouwde technieken bekeken vanuit algemene milieubelangen. Een kwalitatieve beoordeling van de milieubelasting van enkele technieken binnen de methode verticale waterkerende afscherming is in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 3.5: Overzicht milieubelasting van de verschillende uitvoeringsvormen van waterkerende verticale afdichting

Aspect	Stalen damwand	Diepwand	Scherf/foliewand
Verbruik schaarse grondstoffen	Verbruik staal	Verbruik bentoniet, cement en zand, evt. vrijkomen verontreinigde grond	Verbruik bentoniet, cement en zand, evt. vrijkomen verontreinigde grond
Gebruikte bodembelastende stoffen of hulpmiddelen	Toepassing van coatings en slotafdichtingsmateriaal	Niet relevant	Niet relevant
Emissies naar lucht, bodem of water	Relevant daar uitloging kan optreden	Relevant daar uitloging kan optreden	Relevant daar na verloop van tijd lekkage doorheen de folie kan optreden ^a

Tabel 3.5: Overzicht milieubelasting van de verschillende uitvoeringsvormen van waterkerende verticale afdichting (vervolg)

Aspect	Stalen damwand	Diepwand	Scherf/foliewand
Geurhinder	Niet relevant	Niet relevant	Niet relevant
Geluidshinder	Transport, inbreng wand	Transport, inbreng wand	Transport, inbreng wand
Energieverbruik	Transport, intrillen	Transport, graafwerk, productie cement-bentonietmengsels	Fabricage folie, inbrengen folie

a. Folies hebben een beperkte levensduur en moeten na verloop van tijd (ca. na 30 to 50 jaar) worden vervangen

De milieubelasting van een stalen damwand bestaat met name uit geluids- en trillingshinder. Zo leiden de intrillingswerkzaamheden voor een stalen damwand tot geluidsoverlast. Bij deze technieken dient men extra aandacht te schenken aan stabiliteit en trillingen. Indien de wanden worden ingedrukt, wordt overlast zeer sterk beperkt. Door damwandplanken hydraulisch in te drukken kan trillingsvrij worden gewerkt.

De werkzaamheden ten behoeve van een cement-bentonietwand leiden tot niet noemenswaardige overlast, tenzij ook schotten en of zware profielen worden ingetrild.

De milieubelasting bij het toepassen van diepwanden wordt met name gevormd door:

- het vrijkomen van verontreinigde grond indien het tracé van de schermwand door het verontreinigde gebied loopt (dit is veelal door ruimtegebrek het geval). Op basis van in projecten opgedane ervaringen wordt hergebruik van verontreinigde grond in de wand afgeraden.
- in het 2-fasen graafstelsel komt verontreinigde graafspoeling vrij indien de wand binnen het verontreinigde gebied wordt geplaatst. De graafspoeling kan worden geregenereerd.

De milieuaspecten van geluid- en trillingshinder voor de omgeving (stalen damwand) en het vrijkomen van verontreinigd materiaal en graafspoeling (met name diepwanden) kunnen een rol spelen in het afwegingsproces.

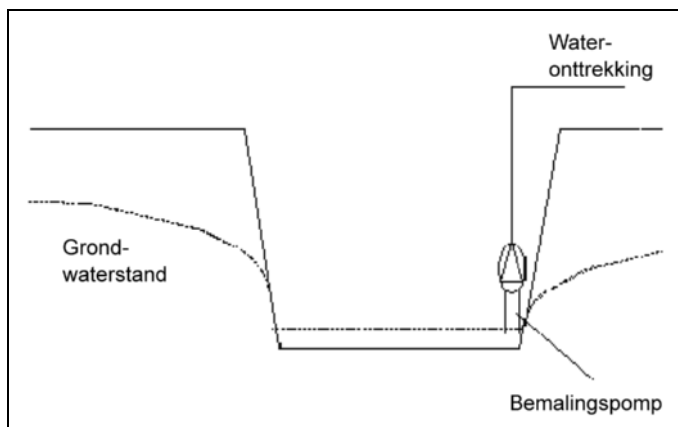
3.2.4. Concept 4: Grondwateronttrekking tbv civieltechnische beheersing

3.2.4.1. Principe van de techniek

Het onttrekken van grondwater vindt plaats door grondwater uit één of meerdere onttrekkingsfilter(s) op te pompen. Verschillende uitvoeringsvormen zijn mogelijk: nl. open bemaling, deepwell, drain en vacuümfilters.

Techniek 1: Open bemaling

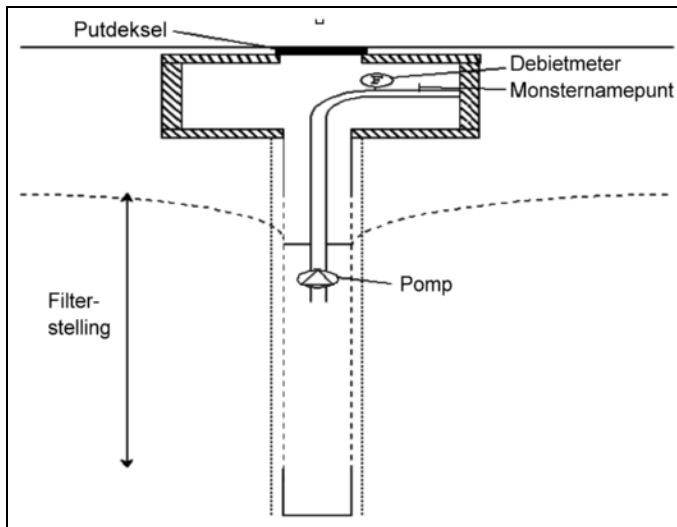
Een open bemaling wordt toegepast voor het onttrekken van grondwater of drijfslagen uit open putten en sloten. In het geval dat bij een ontgraving slechts een klein debiet (1 tot 2 m³/uur) hoeft te worden onttrokken en instabiele taluds geen risico vormen, dan is het mogelijk om alleen gebruik te maken van een open bemaling (bijvoorbeeld in een slecht doorlatende grond of bij een zeer kleine ontgraving). Daarbij wordt een kleine put of sleuf in de bodem van de ontgravingsput gegraven, waaruit het toestromende water wordt onttrokken met een dompelpomp. Een open bemaling kan in principe ook gebruikt worden voor het afpompen van drijfslagen. Door in een ontgravingsput of in sloten die rondom de grondwaterspiegel zijn aangelegd skimmers toe te passen kan de drijfslag selectief van het wateroppervlak verwijderd worden.



Figuur 3.8: Schema Open bemaling

Techniek 2: Deepwell

Een deepwell bestaat uit een verticaal boorgat met een diameter van 100 tot 600 mm, waarin een stijgbuis met een geperforeerd gedeelte (filter) en een zandvang wordt geplaatst, omstort door filtergrind. In de pompput wordt een onderwaterpomp gehangen, die het water een zodanige opvoerhoogte geeft, dat het met een persleiding afgevoerd kan worden. In het boorgat wordt naast de pompput vaak een peilbuis geplaatst om de grondwaterstand in de deepwell te kunnen meten. Grondwater kan bij voldoende hoge grondwaterstand tevens onttrokken worden met een vacuümpomp op maaiveld. De diameter van boorgat (100 tot 600 mm) en filter worden bepaald door de diameter van de pomp, die op haar beurt afhankelijk is van het gewenste onttrekkingsdebiet. De diepte van de deepwell hangt af van het benodigde filteroppervlak en de grondwaterstand, rekening houdend met de grondwaterverlagingen. Daarbij geldt tevens dat bij een langer en dieper filter het bemalingsdebiet toeneemt. De stijgbuis en de filter bestaan meestal uit HDPE of PVC. De omstorting is afhankelijk van de bodemtextuur. Indien waterscheidende klei of leemlagen in de bodem worden doorsneden, wordt de omstorting ter hoogte van deze lagen afgedicht met kleikorrels/bentoniet.



Figuur 3.9: Schema Diepwell

Techniek 3: Drain

Een drain is een geperforeerde buis, al dan niet omwikkeld met een omhulling, die min of meer horizontaal in de grond wordt gelegd.

De drain kan worden gelegd:

- machinaal, met een draineermachine, tot maximaal 5 m onder maaiveld (diepdrainage kan tot ca. 6 à 7 m onder maaiveld);
- handmatig, door het graven van een sleuf. Daarbij moet de grondwaterstand tijdelijk worden verlaagd;
- horizontaal gestuurd boren vanaf maaiveld. Het boorgat wordt ondersteund met een bentoniet of een biologisch afbreekbare steunvloeistof. Deze techniek is sterk in ontwikkeling.
- horizontaal persen vanuit een bouwkuip. Daarbij moet de grondwaterstand in de bouwkuip tijdelijk worden verlaagd.

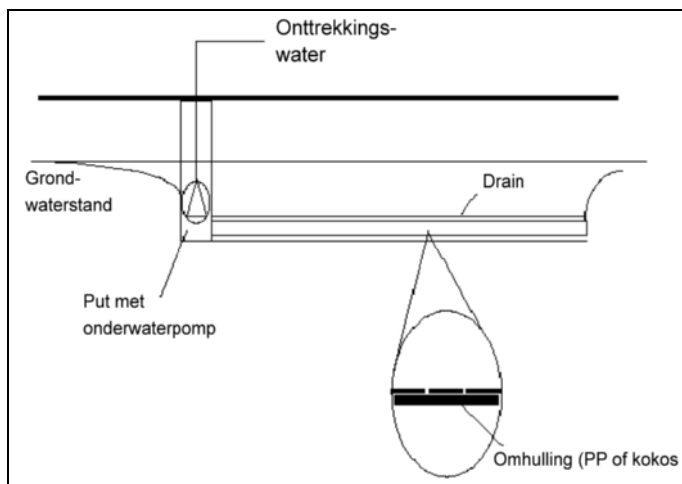
De drain kan worden aangesloten op een pompput met een onderwaterpomp (vrij verval) of via een blind stuk leiding op een vacuümpomp.

In het algemeen is de drain van geribbeld PVC, diameters kunnen variëren van 50 tot 200 mm. De drains kunnen ook uitgevoerd worden in polyethyleen (HDPE) of polypropyleen (PP), indien het grondwater sterk verontreinigd is. De drains kunnen worden omhuld met kunststofvezels. Veelal wordt PP als omhullingsmateriaal toegepast. Daarvan zijn verschillende typen PP 700/450/350. Type PP 700 betekent polypropyleen omhulling, met karakteristieke poriegrootte O90 van 700 (90% van poriën is kleiner dan 700 µm). De materiaalkeuze van drain en omhulling wordt bepaald door de:

- bodemtextuur;
- chemische resistentie;
- neerslagvorming (bv. ijzer);
- duurzaamheid;
- kwaliteit.

Bij de boor- en perstechnieken wordt in verband met de sterkte van het materiaal een HDPE-drain zonder omhulling toegepast. Bij voorkeur dienen drains aangelegd te worden in een koffer van drainagezand. Bij de boor- en perstechnieken is het op dit moment nog niet mogelijk een zandkoffer aan te brengen.

De drains dienen te worden voorzien van doorspuitvoorzieningen en niet gekoppelde drain-einden worden aan het maaiveld afgewerkt met een straatpot.



Figuur 3.10: Schema Drain

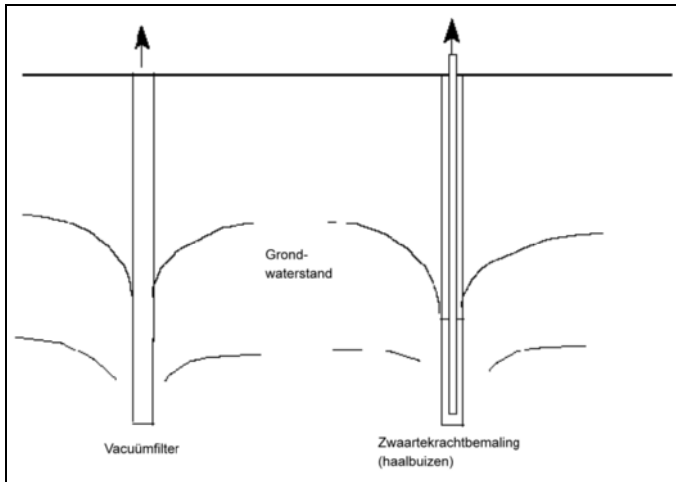
Techniek 4: Vacuümfilters

Vacuümfilters worden toegepast voor onttrekking van (grond)water. Vacuümfilters zijn verticale kunststofbuizen met een geperforeerd deel, die meestal in de grond worden geboord of gespoten (spuiten enkel toegelaten in niet verontreinigde zone) (pulsen, avegaarboren en drukken is in principe echter ook mogelijk). De vacuümfilters worden aangesloten op een (ring)leiding, waarop een onderdruk wordt aangelegd. Daardoor wordt grondwater onttrokken en het grondwaterpeil verlaagd. De diameter van de filters is meestal 50 mm (2 inch), maar kan ook groter gekozen worden.

De filters zijn in het algemeen van PVC. Bij langdurige grondwateronttrekkingen kan in verband met de chemische resistentie ook HDPE of ander materiaal worden toegepast. De vacuümstreng (rij filters) wordt aangesloten op een vacuümpomp. Als de grondwaterspiegel zakt tot onder de top van het geperforeerde deel van een filter, wordt lucht aangezogen en valt de bemaling uit. Dit kan worden voorkomen door:

- het geperforeerde deel voldoende diep aan te brengen;
- haalbuizen (of inhangers) in de filters aan te brengen.

Een haalbuis is een niet geperforeerde slang of buis, die binnen in het filter wordt aangebracht, waarbij de onderkant weinig (circa 0,10 m) boven de onderkant van het filter wordt gezet. De haalbuis wordt dan aangesloten op de ringleiding. Het water stroomt toe door het filter en wordt met de haalbuis opgepompt (ook wel zwaartekrachtbemaling genoemd).



Figuur 3.11: Schema Vacuümfilters

3.2.4.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Ten gevolge van het onttrekken van grondwater kunnen in leem/klei- of veenlagen zettingen ontstaan. Indien dit risico bestaat dient een zettingsberekening uitgevoerd te worden om de zettingsrisico's te kwantificeren. Teneinde de zettingsrisico's te reduceren kan het (her)infiltreren van water overwogen worden.

Techniek 1: Open bemaling

Het voordeel van een zeer eenvoudig onttrekkingsmiddel moet hierbij worden afgewogen tegen het nadeel van het moeten werken met een met water verzadigde putbodem en instabiele taluds. Bij matig of slecht doorlatende cohesieve gronden (klei, veen, leem) is dit onttrekkingsmiddel wel aan te bevelen. Met betrekking tot veen dient te worden opgemerkt dat dit niet per definitie slecht doorlatend is (horizontale toestroming). Het is mogelijk dat een aanvullende verticale filterbemaling nodig is.

Open bemaling wordt niet toegepast bij vluchtige componenten.

Techniek 2: Deepwell

Voordelen van deepwells als onttrekkingsmiddel zijn:

- ook toepasbaar bij grote bodemdoorlaatbaarheden;
- geschikt voor hoge onttrekkingsdebieten;
- aanpasbaar aan de vorm van de grondwaterverontreinigingsvlek;
- geen beperking wegens aanwezige ondergrondse obstakels;
- geschikt voor langdurige bemaling of sanering.

Techniek 3: Drain

Bij onttrekking van grondwater kan worden gekozen voor een drain bij:

- geringe bodemdoorlaatbaarheid of eerder gering gewenst debiet;
- langgerekte, ondiepe vorm van de grondwaterverontreiniging of ontgraving;

- in combinatie met bodemsanering: drain op bodem ontgraving;
- geen obstakels in de ondergrond.

Techniek 4: Vacuümfilters

Verticale vacuümfilters voor de onttrekking van grondwater kunnen worden gekozen bij:

- geringe doorlaatbaarheid van de bodem; gering debiet;
- onregelmatige vorm grondwaterverontreiniging of ontgraving;
- in combinatie met bodemluchtextractie ('dual phase', 'multi-phase' of 'bio-slurping')
- obstakels vormen geen belemmering;
- korte bemalings/saneringsduur (minder dan 1 jaar) in verband met geringe onderhoudsmogelijkheden.

Voor de toepassing van vacuümfilters voor langdurige onttrekkingen (grondwater/bodemlucht) is het aan te bevelen de filters door middel van pulsboringen aan te brengen. Op deze manier kunnen de filters voorzien worden van een grindomstorting en kleiafdichtingen. Bij grote debieten in een klein bemalingsvak kan het beperkte oppervlak van de filters een beperking vormen. De theoretische onderdruk is maximaal ca.10 m waterkolom. In de praktijk kan het water niet verder worden aangezogen dan 7 tot 8 m (zuigerpomp, centrifugaalpomp: 5 m). Als dit een probleem is, kan worden geprobeerd de pomp lager te plaatsen, bijvoorbeeld door trapsgewijze bemaling.

Indien de afvoerleiding (ringleiding) ondergronds wordt afgewerkt (langdurige onttrekking), is het verstandig elke filter aan het maaiveld af te werken met een straatpot, zodat de filters ook afzonderlijk toegankelijk zijn en kunnen worden doorgespoten.

Ten gevolge van het onttrekken van grondwater kunnen in leem/klei- of veenlagen zettingen ontstaan. Indien dit risico bestaat dient een zettingsberekening uitgevoerd te worden om de zettingsrisico's te kwantificeren. Teneinde de zettingsrisico's te reduceren kan het (her)infiltreren van water overwogen worden.

Bij hoge ijzergehalten is het zinvol om de vacuümbemaling met inhangers te realiseren, om het aanzuigen van lucht, en dus neerslag van ijzeroxiden zo veel mogelijk te vermijden.

3.2.4.3. Kosten

Een indicatie van de kosten van de verschillende technieken wordt in onderstaande tabel aangegeven. De totale kosten zijn afhankelijk van de aanwezige verontreinigende stoffen, filterdiepte, debieten, configuratie van het systeem, besturing van het systeem, de toegankelijkheid van het terrein, de lozingsmogelijkheden en eventueel persafstanden.

Tabel 3.6: Kosten grondwateronttrekking (excusief leidingwerk)(OVB, 2004)

Specificatie materiaal/uitvoeringsvorm	Kosten
Open bemaling	€ 20-40 per dag per pomp exploitatiekost
Diepwell	€ 125-200 per m diepwell plaatsingskost en € 37-125 per week per pomp exploitatie
Drain – geplaatst in bouwput – drain geboord	€ 15-40 per m plaatsing en € 50-150 per week per pomp exploitatiekost € 75-200 per m plaatsing en € 75-150 per week per pomp exploitatiekost
Droogzuiging	€ 50-75 per m plaatsing en € 75-150 per week per pomp exploitatiekost

In eerste instantie kan het onttrokken grondwater op zich als milieubelasting worden beschouwd. De vrijgekomen afvalwaterstroom dient te worden gezuiverd (zie technieken onder § 3.2.9).

Bij het onttrekken van grondwater bestaat er het risico op het vrijkomen van polluenten in de lucht (enkel bij vacuümpompen is er luchtuitstoot). Ongewenste emissies naar de lucht kunnen in zekere mate optreden aan de pompbakken, buffertanks en bij de biologische zuivering (biorotor) of luchtstrippen van het onttrokken grondwater.

Bij het plaatsen van onttrekkings- en infiltratiefilters komt mogelijk een afvalstroom vrij in de vorm van opgeboorde of ontgraven verontreinigde grond. Daarnaast kan bij het zuiveren van verontreinigd grondwater een afvalstroom vrijkomen onder de vorm van actief kool of verontreinigd slib. In de meeste gevallen worden deze afvalstromen gestort of verbrand. Wanneer een regenereerbaar actief koolfilter wordt gebruikt kan de kool worden hergebruikt.

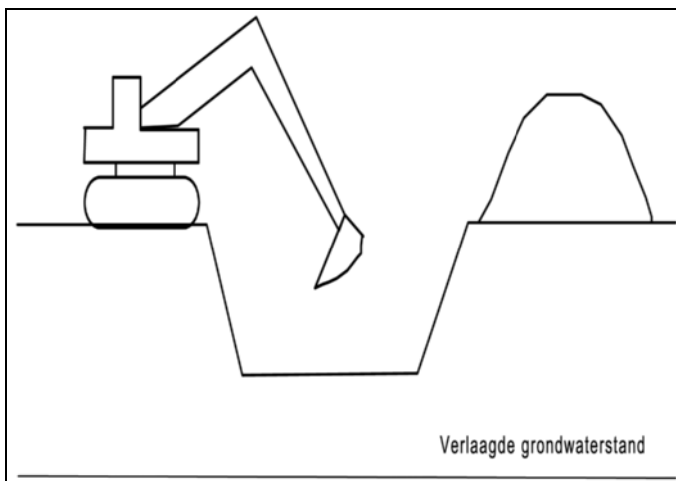
Het onttrekken van grondwater bezorgt relatief weinig overlast aan de omgeving. De onttrekkings- en infiltratiefilters worden meestal ondergronds aangelegd, zodat hierdoor geen overlast optreedt. Enkel de compressoren en pompen kunnen voor geluidshinder zorgen. Bebouwing kan blijven bestaan en wegen hoeven niet te worden opgebroken. Bij de aanleg van de installatie en eventueel de zuiveringsinstallatie kan evenwel gedurende een korte periode overlast door vrachtverkeer ontstaan.

3.3. Traject 2: Ontgraven

3.3.1. Concept 1: Ontgraven

3.3.1.1. Principe van de techniek

Technieken: Bulldozer, dragline, minikraan of handmatige ontgraving



Figuur 3.12: Schema Ontgraven

Ontgraven van grond wordt uitgevoerd voor de verwijdering van verontreinigde grond boven de grondwaterspiegel (eventueel ondersteund door een grondwateronttrekking). In sommige bodemtypen (klei, leem) kan ook licht onder de grondwaterspiegel ontgraven worden zonder bemaling (ontgraving ‘in den natte’). Nadeel is het grotere watergehalte in de ontgraven bodem. In *Achilles* (OVAM 2002c) wordt aangegeven steeds in den droge te ontgraven, tenzij voor het verwijderen van drijfslagen waar pas wordt gestart met grondwateronttrekking wanneer de drijfslag is afgegraven.

Ontgravingen vinden plaats met behulp van hydraulische apparatuur, in de praktijk een shovel voor ondiepe grootschalige ontgravingen of een hydraulische graafmachine voor diepere en nauwkeuriger ontgravingen. Grond wordt na de ontgraving opgeslagen in een (tijdelijk) depot of direct getransporteerd naar de definitieve verwerkingslocatie.

Tijdens ontgraving ‘in den droge’ moet in het geval van een vluchtige verontreiniging rekening gehouden worden met mogelijke vervluchtiging van de verontreinigingen of geuremissies. Bij onacceptabel hoge risico’s voor de omgeving kan het noodzakelijk zijn om voorafgaand aan de ontgraving vluchtige componenten uit de bodem in-situ te verwijderen door bodemluchtextractie, gefaseerd te ontgraven of door te ontgraven onder tent.

3.3.1.2. *Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden*

Het ontgraven van grond is mogelijk als de (verlaagde) grondwaterstand ongeveer 0,5 meter (in functie van bodemtype) beneden de bodem van het te ontgraven gedeelte van de grond is gelegen. Bij een hogere grondwaterstand wordt de stabiliteit en de draagkracht van het maaiveld beïnvloed.

Ontgravingen zijn ook mogelijk in of onder bebouwing met speciale kleine kranen (bijvoorbeeld minigraver). De capaciteit van de ontgraving wordt dan echter wel relatief laag (< 100 m³/dag). De ontgravingsdiepte is onbepaald, zolang er voldoende werkoppervlak wordt gecreëerd voor de kraan. In moeilijke omstandigheden (veel ondergrondse infrastructuur) kan worden overwogen om (deels) manueel te graven.

Voor het ontgraven wordt een veilig en stabiel talud aangehouden, afhankelijk van de bodemsamenstelling. Nabij bebouwing met een ondiepe fundering wordt een afstand van ten minste 1 meter van de wand van de bebouwing aangehouden. Door het treffen van civieltechnische maatregelen (bijvoorbeeld sleufbekisting, beschoeiingskist of een damwand) kan het talud steiler gemaakt worden, na het uitvoeren van een stabiliteitsstudie.

Ontgraven wordt vaak in combinatie met onttrekken van grondwater toegepast met als doel het schoonspoelen van de bodem. Ontgraving is en blijft in situaties waar het terrein goed toegankelijk en de verontreiniging ondiep voorkomt, een snelle, effectieve én economisch verantwoorde saneringswerkwijze. Daarnaast bestaan er specifieke situaties waarin ontgraving zal worden toegepast:

- in het kader van functiegerichte sanering wordt de niet-mobiele verontreiniging verwijderd en vervangen door een leeflaag;
- voor hot-spot verwijdering ofwel het verwijderen van een bron met puur product;
- gevallen waar er, als gevolg van ruimtelijke ontwikkelingen of acute risico’s, geen tijd is of wordt gekozen voor een langdurigere in-situ aanpak;
- verontreinigende stoffen die niet of nauwelijks afbreekbaar zijn en waarvoor geen geschikte in-situ saneringstechniek beschikbaar is, bijvoorbeeld voor enkele (mobiele) zware metalen zoals zink, nikkel en arseen.

3.3.1.3. *Kosten*

De kosten van het ontgraven van verontreinigde grond is afhankelijk van de capaciteit van de kranen, de te ontgraven diepte en hoeveelheid en de locatie. Een gemiddelde prijs voor het ontgraven bedraagt 2,5 tot 10 euro per m³ (OVV, 2004).

3.3.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Bij ontgraven kunnen vluchtige organische componenten en stof vrijkomen, afhankelijk van het type verontreiniging aanwezig, de concentratie en de verspreiding van de componenten, de porositeit en het vochtgehalte van de grond. De belangrijkste parameters zijn de duur van de ontgraving en de grootte van ingezette apparatuur. Hoe langer en intensiever er moet worden afgegraven hoe groter de kans dat er organische componenten zullen vervluchtigen.

Ontgraven en verwijderen van verontreinigde grond is een betrouwbare methode behalve in die gevallen waarbij het vrijkomen van emissies naar de atmosfeer een te groot risico inhouden voor de werkers ter plaatse of de omgeving, bijvoorbeeld grond verontreinigd met benzeen of andere vluchtige carcinogene verbindingen.

De emissie die vrijkomt bij de ontgraving varieert van geval tot geval en is afhankelijk van de snelheid waarmee ontgraven wordt, de valhoogte van de grond, de hoeveelheid ontgraven grond, windsnelheid, temperatuur, de ontgravingsoppervlakte en de tijd dat de ontgraven grond ter plekke blijft liggen.

De belangrijkste emissiebronnen bij ontgraven zijn:

- de blootgestelde ontgraven put
- het dumpen van de ontgraven grond en
- de afgegraven grond zelf (in de opslagplaatsen)
- emissie van graafmachines en vrachtwagens bij transport

De grootste hoeveelheden VOS blijken te vervluchtigen tijdens het ontgraven zelf. In een EPA rapport [EPA, 1997] werd gesteld dat ongeveer 70% van de massa aan vluchtige organische stoffen, zoals xyleen, geëmitteerd kunnen worden tijdens het ontgraven van grond. Voor vochtige gronden kan ervan uitgegaan worden dat, afhankelijk van de buitentemperatuur, slechts 5 tot 10% van de VOS geëmitteerd worden bij ontgraven.

Er kunnen een aantal maatregelen worden getroffen om de VOS en stof emissies te beperken. Over het algemeen zullen maatregelen die stofemissies reduceren ook invloed hebben op de emissies van VOS en omgekeerd. In vergelijking met puntbronnen is VOS emissiereductie bij ontgraven moeilijker te implementeren en slechts matig efficiënt.

De meest gebruikte methode om de emissies van VOS in te perken is het plaatsen van deklagen over de grond om zo een fysieke barrière te voorzien. De simpelste barrière is gewoon propere grond als deklaag te gebruiken, voor zover dit toevoegen van propere grond niet leidt tot verdunnen van verontreiniging (opmengen met propere grond is niet toegestaan). Deze grondlagen verhogen zo de transportafstand die de VOS moeten afleggen en reduceren dus zo, tijdelijk, de emissiesnelheid. Deze gronddeklagen worden vnl. gebruikt om de emissie van geurcomponenten en luchtgedragen pollutie te beperken. De efficiëntie van deze grondlagen is afhankelijk van hun dikte en het percentage van verontreinigde grond dat op deze manier kan worden afgedekt. De emissiesnelheden kunnen aanzienlijk worden gereduceerd (vb. > 95%) door toevoegen van samengeperste grond, hoewel hierdoor nog steeds laterale migratie van VOS plaatsvindt en dit slechts een tijdelijke maatregel is. Grondlagen zijn minder effectief over langere perioden en deze maatregel draagt bij tot het vermeerderen van de hoeveelheid te behandelen grond.

Synthetische deklagen worden gebruikt om de VOS emissies in te perken bij korte termijn opslagplaatsen. Ze worden ook ingezet bij het transport van de grond. Deze deklagen kunnen dun (0,4-0,6 mm plastic) of relatief dik zijn (3-4 mm plastic of geotextiel). Deze deklagen kunnen niet onbeperkt blijven liggen daar de polymeren zullen verwerpen en hun levensduur dus beperkt is, voor dunne lagen tot slechts een paar weken. De efficiëntie van deze lagen is afhankelijk van hun permeabiliteit voor de aanwezige dampen en het percentage van de grond dat bedekt is.

Gemodificeerde blusschuimen worden vaak gebruikt voor de beperking van VOS emissies bij de behandeling van gevaarlijk afval welke vluchtige toxische componenten bevatten. Er zijn twee algemene type schuimen: de tijdelijke en de lange termijn. De tijdelijk schuimen voorzien bedekking tot één uur. De lange termijn schuimen bevatten een stabiliserend additief welke de levensduur van de schuim tot enkele dagen en zelfs weken verlengt. Korte termijn emissiereducties van 75 tot 95% werden opgemeten voor respectievelijk totale paraffines en totale aromaten. Emissiereducties voor totaal VOS van 99% tot 100% werden opgemeten bij het gebruik van gestabiliseerde schuim.

De twee belangrijkste voordelen van schuimen zijn dat ze zeer efficiënt kunnen zijn en snel zijn aangebracht op de verontreinigde grond. Er zijn ook enkele nadelen verbonden aan deze techniek. De dikke schuimlagen kunnen enkel efficiënt ingezet worden op horizontale oppervlakten en dus niet op zijwanden van de ontgraven put. De toevoeging van de schuimen, welke voor >90% uit water bestaan, doen het gewicht van de grond toenemen, wat de grond minder handelbaar maakt en minder inzetbaar voor thermische verwerking.

Watersproeiers worden vaak ingezet om de emissies van stof te beperken. De toevoeging van chemische additieven zoals polymeren of acrylaten zullen de efficiëntie verhogen. Door toevoeging van water zal de temperatuur van de grond ook worden verlaagd wat het transport van VOS doorheen de bodem ook zal verminderen. Waterbesproeiing is vaak wel minder effectief dan waterschuimen en hebben dezelfde beperkingen en nadelen als reeds beschreven hierboven. Tevens kunnen nevenverontreinigingen ontstaan door de chemische additieven. Onder normale omstandigheden wordt er geen afvalwaterstroom gecreëerd daar men slechts een beperkte hoeveelheid water sproeit.

Operationele maatregelen kunnen ook worden genomen om VOS emissies te reduceren. Deze maatregelen houden in dat de snelheid van het ontgraven, de hoeveelheid verontreinigde grond welke wordt blootgesteld en de duur dat de grond onbeschermd wordt achtergelaten worden gecontroleerd. Het ontgraven wordt best uitgevoerd op dagen met lagere buitentemperatuur en windsnelheid.

Indien mogelijk kan men de te ontgraven site volledig inkapselen met een tent. Deze inkapseling zorgt ervoor dat de emissies kunnen opgevangen worden en behandeld worden dmv. een emissiereducerende techniek voor puntbronnen. Er zijn hieraan enkele nadelen verbonden, zoals de kostprijs van de inkapseling.

Als laatste alternatief kan ervoor worden gezorgd dat de windsnelheid over de verontreinigde grond wordt beperkt door het plaatsen van windschermen.

Kostprijzen voor VOS beperkende maatregelen bij ontgraven zijn niet uitgebreid beschikbaar in de literatuur. De onderstaande tabel geeft een overzicht van de beschikbare kostprijsgegevens.

Tabel 3.7: *Overzicht kostprijzen voor VOS reducerende maatregelen bij ontgraven [EPA 1997]*

Techniek	Materiaalkost (euro/m ²)	Commentaar
Klei	4,15	Deklagen, mat en membraan
Grond	1,33	Verondersteld 150 mm diep, het transport van de grond niet meegerekend
Synthetische deklaag	5-9	Afhankelijk van dikte
Tijdelijke schuim	0,04	Verondersteld 65 mm dik, 0,7 euro/m ³ schuim
Lange termijn schuim	0,13	Verondersteld 40 mm dik, 3,3 euro/m ³ schuim
Windscherm	40/m	Per lopende meter
Watersproeiers	0,001 (waterkost)	Varieert met kostprijs water; er werd verondersteld dat de huurprijs van de watercontainer 500 euro per week kost en € 1/1000L water

Tijdens het ontgraven van verontreinigde grond wordt gebruik gemaakt van hydraulische kranen die worden aangedreven door dieselmotoren. Naar schatting wordt circa 0,1 liter dieselolie per m³ te ontgraven grond verbruikt.

Verontreinigde grond kan, indien gestockeerd op het terrein onder invloed van regen of door de aanwezigheid van vrij product, verder uitlogen in de bodem waarop de stockage plaatsvindt. Dit kan een secundaire verontreiniging veroorzaken. Het plaatsen van een folie op de grond waarop stockage plaatsvindt en het enveloperen en de overloop laten uitmonden in een reservoir met gepaste afvoer/reiniging voor de afvalwaterstroom zijn mogelijke maatregelen om deze risico's te vermijden. Natuurlijk is het direct laden voor transport op een vrachtwagen beter.

Door de ontgravingsactiviteiten kan geluids- en geuroverlast ontstaan voor de omgeving.

3.3.2. Concept 2: grondkerende verticale afdichtingen

3.3.2.1. Principe van de techniek

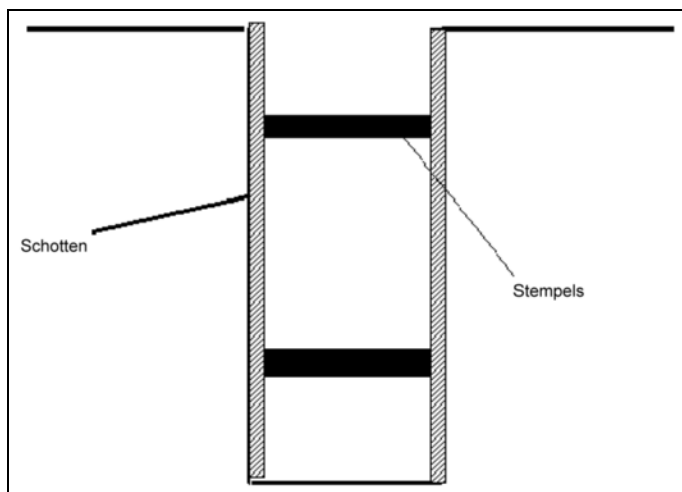
Een grondkerende verticale afdichting dient als tijdelijke ondersteunde maatregel bij het ontgraven. De meest gangbare verticale afdichtingen bij het ontgraven zijn:

Techniek 1: Bekisting

Bekistingen zijn tijdelijke grondkerende voorzieningen, van hout en/of staal, die worden gebruikt bij ontgravingen met beperkte diepte. Omdat gebruik wordt gemaakt van stempels is de ontgravingsbreedte beperkt en is de ontgraving strookvormig. Een bekisting kan op verschillende wijzen worden uitgevoerd:

- horizontale grondkerende planken of schotten aangebracht achter of tussen verticaal aangebrachte op elkaar afgestempelde stijlen;
- twee op elkaar afgestempelde horizontale gordingen waarachter verticale damwandplanken zijn aangebracht;
- tussenvorm, waarbij de bekisting bestaat uit op elkaar afgestempelde schotten.

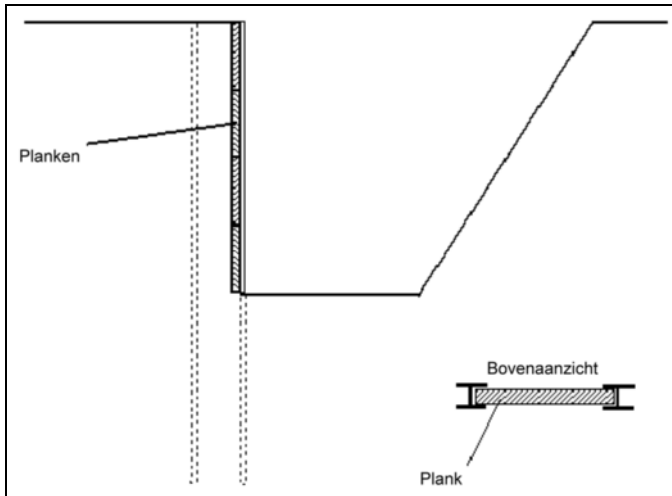
Er zijn twee soorten bekistingssystemen te onderscheiden. Bij het eerste systeem wordt gebruik gemaakt van grondkerende schotten en bij het tweede systeem van damwandplanken met een licht profiel.



Figuur 3.13: Schema Bekisting

Techniek 2: Berlinerwand

De Berlinerwand is een tijdelijke grondkerende constructie bestaande uit stalen I-vormige profielen waartussen houten of stalen schotten zijn ingebracht. De wand kan worden voorzien van een verankering of stempeling. Rond het te ontgraven gebied worden op regelmatige afstanden van circa 1 à 3 m stalen I-vormige profielen ingebracht, waarbij de ‘flenzen’ van de profielen evenwijdig lopen met de lengte-as van de geplande ontgraving. Tijdens de ontgraving worden van bovenaf tussen de I-vormige profielen houten balken of platen ingebracht die gaande de ontgraving meezakken. De gronddruk wordt via deze balken of platen overgebracht naar de I-profielen, die daartoe voldoende diep onder het ontgravingsniveau moeten worden gebracht. De I-vormige profielen kunnen worden geheid, getrild of ze kunnen worden geplaatst in een van tevoren geboord en met beton gevuld gat. In feite zakken de houten balken pas nadat ontgraving over een zekere diepte heeft plaatsgevonden. Als gevolg hiervan treedt er ontspanning van de grond op achter de wand volgens een actief afschuifvlak.



Figuur 3.14: Schema Berlinerwand

3.3.2.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Bij de beoordeling van de toepasbaarheid van isolatiematerialen spelen naast de technische realisatiemogelijkheden ook een aantal toepassingsvoorwaarden een rol.

Volgende technische realisatiemogelijkheden zijn van belang:

- Toepassing van bekistingen als kerende constructie bij ontgraven is zinvol als geluids- en heitrillingen moeten voorkomen, de werkruimte beperkt is of de ontgravingsbreedte beperkt moet blijven in verband met gevaar voor opbarsten. Voor het aanbrengen van de bekisting is vaak een zware hydraulische rupskraan benodigd. Bekistingen kunnen niet worden toegepast indien er horizontale toestroming van grondwater is. De ontgravingsdiepte is beperkt tot 6 meter. De breedte is minimaal 1 meter. Obstakels vormen belemmeringen bij het ontgraven en bij het aanbrengen van de bekisting. Ter plaatse van leidingkruisingen kunnen de schotten of de planken gedeeltelijk worden weggelaten.
- De Berlinerwanden worden vooral in los-korrelige zandgronden toegepast. Ondergrondse obstakels vormen een belemmering voor de wanden. De elastische doorbuiging van de profielen en de ontspanning van de grond zal een zinking van de grond achter de wand tot gevolg hebben. Dit kan schade toebrengen aan de erachter gelegen funderingen met name wanneer deze niet op palen staan. De elastische vervorming van de wand kan verminderd worden door een stempeling of verankering aan te brengen. Bij een ontgraving naast een fundering op staal wordt het gebruik van de Berlinerwand ten zeerste afgeraden omdat ten gevolge van de ontgraving en de geringe stijfheid van de wand te veel grondontspanning kan ontstaan. De Berlinerwand is een tijdelijke constructie. Bij het verwijderen van de wand ontstaat een relatief brede ruimte die moeilijk te verdichten is.

Dit heeft een gronddeformatie tot gevolg, welke weer een negatieve invloed heeft op de aanwezige funderingen. De ontgravingscapaciteit is door de arbeidsintensieve wijze van ontgraven laag. De Berlinerwand is niet waterkerend. Dit houdt in dat bij aanwezigheid van grondwater de waterstand buiten de put moet zijn verlaagd tot 0,50 meter onder de putbodem. Daarom wordt deze techniek hoofdzakelijk toegepast in geval van diep voorkomend grondwater.

Voor verticale afdichting worden de volgende toepassingsvoorwaarden relevant geacht:

- *Waterdoorlatendheid*: hierbij moet nagegaan worden in hoeverre de techniek kan voldoen aan de gestelde eisen ten aanzien van de waterdoorlatendheid, uitgedrukt in een waarde voor de hydraulische weerstand van de verticale afdichting;
- *Levensduur*: hieronder wordt de tijdsperiode verstaan waarbinnen de functie kan worden vervuld of waarbinnen aan een vooraf geformuleerde doelstelling kan worden voldaan. Hierbij wordt uitsluitend ingegaan op de levensduur van de techniek;
- *Verstoring afdichtende bodemlagen* (niet toegestaan): bij het aanbrengen van een verticale afdichting worden vaak afdichtende bodemlagen doorsneden en mogelijk verstoord, hetgeen gevolgen kan hebben voor de verspreiding van de verontreinigingen;
- *Trillingen* (civieltechnische eisen): bij het aanbrengen van verticale afdichtingstechnieken kunnen trillingen optreden die negatieve effecten op de omgeving kunnen hebben;
- *Uitloging*: vanuit bodemkwaliteitsbelang kunnen eisen worden gesteld aan de uitloging van toegepaste materialen bij verticale afdichtingen;
- *Emissies vanuit de constructie*: vanuit bodemkwaliteitsbelang kunnen eisen worden gesteld aan emissies die vanuit de verticale afdichtingsconstructie optreden.

3.3.2.3. *Kosten*

In onderstaande tabel zijn de kosten van materiaal en uitvoering van de technieken weergegeven.

Tabel 3.8: *Kosten verticale afdichting (OVB, 2004)*

Specificatie materiaal/ uitvoeringsvorm	Kosten	Kosten mob/demob.
Bekisting	€ 115-275 per m ² per week afhankelijk van de te ontgraven diepte	
Berlinerwand	€ 125-250 per m ²	€ 4000-6000

3.3.2.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Het plaatsen van een bekisting of Berlinerwand brengen weinig of geen hinder met zich mee. In vergelijking met damwanden kan er weliswaar geluidshinder ontstaan.

3.3.3. **Concept 3: waterkerende verticale afdichtingen**

Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.1.3 waarin reeds de volledige beschrijving wordt gegeven van de mogelijke verticale afdichtingen. Bij het ontgraven wordt er echter enkel gebruikgemaakt van de stalen damwand en diepwand.

3.3.4. **Concept 4: Transport en overslag**

Techniek: Vrachtwagen, schip, trein, transportband (en kruiwagen)

3.3.4.1. *Principe en toepassingsvoorwaarden*

Transport over de weg is tot op heden de meest toegepaste vervoerswijze van grond van bodemsaneringen. Railtransport en transport per boot worden minder vaak toegepast voor het vervoer

ren van verontreinigde grond. De geringe flexibiliteit van beide laatstgenoemde transportmiddelen is momenteel het voornaamste knelpunt. Toch zou vanuit financieel en milieuoogpunt het aantrekkelijk kunnen zijn om transport van verontreinigde grond, vooral bij grote vervoersafstanden, in de toekomst te realiseren via railtransport of transport per boot.

Het transport over de weg wordt gerealiseerd met vrachtwagens (of trailer-trekker combinaties), welke echter speciaal aangepast dienen te zijn voor het transport van verontreinigde grond. De grond wordt in waterdichte bakken vervoerd. De belading van de vrachtwagens vindt direct plaats op de locatie door een graafmachine, dan wel indirect, waarbij een graafmachine grond ontgraaft en stort, terwijl een andere graafmachine de gestorte grond in de vrachtwagen laadt. Na de belading wordt de laadbak gesloten, hetzij middels hydraulische kleppen dan wel door het afdekken van de lading met bijvoorbeeld een zeil, om verspreiding van stof en verontreinigde stoffen door morsen en/of verdamping tegen te gaan.

Achilles vermeldt dat de rijweg steeds goed berijdbaar moet zijn, daarom passeren de beladen vrachtwagens bij het verlaten van het terrein indien nodig een wasplaats waar ze schoongespoten worden.

Hoeveelheidsbepaling van de afgevoerde grond vindt meestal plaats door middel van weegbrug. Bij het bereiken van de ontvanglocatie (procesmatige verwerking, stortinrichting of hergebruiksbestemming) worden de wagens wederom gewogen en geïnspecteerd op onregelmatigheden, middels een bemonstering van de lading, alvorens verder te worden verwerkt. Met behulp van kranen, dumper of kiepen wordt de lading gelost, en dit binnen of buiten ivf. de verontreiniging.

Uitvoerenden zijn transporteurs en aannemers die beschikken over de vereiste transportvergunningen.

Zoals eerder aangegeven wordt indien nodig de beladen vrachtwagen bij het verlaten van het terrein eerst gereinigd in een op de locatie ingerichte wasplaats. Een wasplaats wordt volgens het volgende principe aangelegd:

- een vloeistofdichte vloer bij de uitgang van de locatie;
- een spuitinrichting (hogedrukreinigers) voor het afsprengen van chassis, banden en laadbak;
- een opvang voor het afdruipe spuiwater;
- een slibafscheider;
- een aansluiting op oppervlaktewater of riolering voor afvoer van spuiwater na zuivering;
- eventueel spatschermen ter voorkomen van verspreiden van spuitwater tot buiten de wasplaats

Het wassen kan zowel handmatig geschieden als automatisch in een mobiele mini-wasstraat, waarin de wagen in 30 seconden schoon gespoten wordt (zie onderstaande figuur).



Figuur 3.15: Mobiele wasstraat voor transportmaterieel, voor het verlaten van het saneringsterrein worden de vrachtwagens schoongespoten, het verontreinigde water wordt via roosters afgevangen en verpompt naar een zuiveringsinstallatie

3.3.4.2. **Kosten**

De kosten van transport zijn afhankelijk van de hoeveelheid af te voeren grond en de voor het project specifieke omstandigheden, zoals transportafstand, bereikbaarheid en eventueel extra te nemen maatregelen ter voorkoming van morsen en dergelijke (Van der Gun et al., 2000).

- Laden uit depot met hydraulische graafmachine/shovel € 2,5-10 per m³ (OVb, 2004)
- Transport per vrachtwagen (afhankelijk van afstand) €cent 7-17 per ton/km
- Lossen op eindbestemming €cent 15-50 per ton
- Inrichten wasplaats op de saneringslocatie € 7.500-10.000
- Exploitatie wasplaats circa € 200 per dag

3.3.4.3. **Milieubelasting en te nemen maatregelen**

Bij het bepalen van de milieubelasting van transport van verontreinigde grond spelen de volgende aspecten een belangrijke rol:

- de uitstoot van de transportmiddelen;
- emissies uit de verontreinigde grond van vluchtige stoffen en door verwaaiing tijdens het laden, lossen, overslag en transport; de kans op lekkage en morsen tijdens het laden, lossen, overslag en transport;
- vrijgekomen afvalwaterstroom (waswater wasstraat)
- de kans op calamiteiten en de gevolgen daarvan.

Transport over de weg is redelijk veilig. De grond wordt na het beladen in waterdichte bakken afgedekt met een zeil om verspreiding van de verontreinigende stoffen door morsen of verwaaiing tijdens het transport tegen te gaan. Indien de grond vluchtige verontreinigende stoffen bevat, bestaat er immers de mogelijkheid van verdamping met als gevolg stankoverlast en vermindering van milieurendement. Het lossen van de grond in het grondreinigingscentrum gebeurt in een gesloten hal met luchtafzuiging en nabehandeling van de afgassen.

Aan de banden en aan de laadbak kan zich verontreinigde grond hechten tijdens het laden en rijden over onverharde bodem van de saneringslocatie, deze grond wordt dan verspreid buiten de locatie. De wagen dient, voordat deze het terrein verlaat, te worden gereinigd op een daarvoor speciaal voorziene wasplaats.

Vrachtwagens geven aanleiding tot geluidsoverlast en uitstoot van verbrandingsgassen. De geluidsproductie is afhankelijk van het motorvermogen, type motor, de motorbelasting en de demping. De geluidshinder wordt bepaald door de lengte en de route van het transport alsmede de plaats van de saneringslocatie. Over het algemeen zijn geluidswerende voorzieningen getroffen waar snelwegen door woongebieden lopen. Door het kiezen van een zo gunstig mogelijke route kan de geluidshinder zo laag mogelijk gehouden worden.

De emissie van verbrandingsgassen zijn bij wegtransport aanzienlijk, evenals de benodigde brandstof (diesel). Voor het transport van 1 ton grond is ongeveer 65 g dieselbrandstof per km nodig. Per kilometer afgelegd komt gemiddeld 2,7 g CO, 6,1 g NO_x, 0,28 g stof, 0,13 g SO₂ en 1,2 g VOS vrij.

3.3.5. Concept 5: Ex-situ grondreiniging

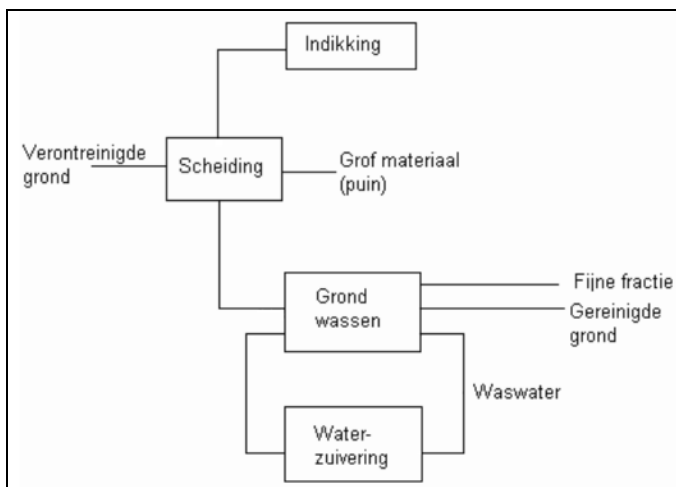
Bij ex-situ grondreiniging wordt de verontreinigde grond ontgraven en enerzijds ter plaatse (on-site) gereinigd met mobiele grondreinigingsinstallaties of anderzijds afgevoerd naar een grondreinigingscentrum (off-site).

Voordat de verontreinigde grond wordt ingevoerd in een grondreinigingsinstallatie worden door middel van zeping de zeer grove delen verwijderd. Een bijkomend effect hiervan is dat de grond deels wordt gehomogeniseerd. De variaties in vochtgehalte en verontreinigingsgraad van het materiaal worden hierdoor verminderd. Hierdoor is het besturen van de installatie gemakkelijker. Boven één of meerdere transportbanden van de voorbehandelingsinstallatie is een magneet gemonteerd. Hiermee worden de aanwezige ferro-materialen verwijderd.

Voor meer informatie betreffende de inkeuring en uitkeuring van gronden op het GRC verwijzen we naar de code van goede praktijk voor centra voor grondreiniging (OVAM, 2004).

3.3.5.1. Principe

Techniek 1: Fysico-chemische reiniging (grondwassen)



Figuur 3.16: Schema fysico-chemische reiniging

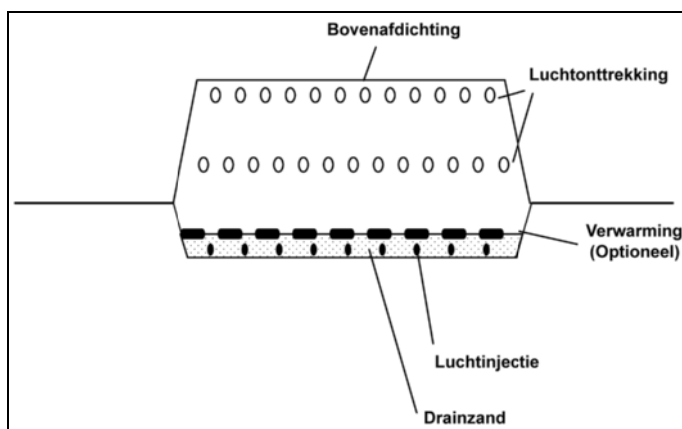
De fysico-chemische reiniging van grond is een behandelingsproces waarbij door een combinatie van technieken de verontreinigingen off-site uit de grond verwijderd worden. Als eerste wordt er water aan de grond toegevoegd waardoor via intens roeren (bijvoorbeeld met scrubbers) een waterige slurry wordt bekomen.

Vervolgens vindt enerzijds een afscheiding van organische delen en fijne (minerale) delen plaats op basis van de deeltjesgrootte en dichtheid, waardoor een fysieke afscheiding van de verontreiniging wordt nagestreefd. Deze afscheiding wordt bewerkstelligd door (een combinatie van) uit de mijnbouw afkomstige scheidingstechnieken zoals bijvoorbeeld hydrocyclonen, flotatiecellen, jigs, spiralen en opstroomkolommen en schudtafels. De afgescheiden delen worden middels een indikkingsstap (veelal m.b.v. zeebandpersen) steekvast gemaakt.

Aan de andere kant worden in het proces doorgaans chemicaliën toegevoegd aan het proceswater om de verontreinigingen beter oplosbaar te maken en op te lossen of los te weken van de minerale en organische bestanddelen in de grond. Deze chemicaliën worden gedoseerd afhankelijk van de te behandelen verontreinigingen (zuren, basen, oxidatiemiddelen, detergenten, complexvormers, organische oplosmiddelen etc).

Als laatste stap wordt de gereinigde grond ontwaterd. Het proceswater wordt in een separate waterbehandelingsinstallatie gereinigd.

Techniek 2: Biologische reiniging



Figuur 3.17: Schema biologische reiniging: biobed

Biologische reiniging is een on-site of off-site reinigingstechniek voor grond verontreinigd met biologisch afbreekbare verbindingen. Teneinde de afbraak optimaal te laten verlopen worden een aantal parameters gecontroleerd en gestuurd. De belangrijkste parameters zijn het zuurstofgehalte en het CO₂-gehalte in het systeem. Dit wordt op peil gehouden door een beluchtingssysteem, of door regelmatig omwoelen met een keermachine.

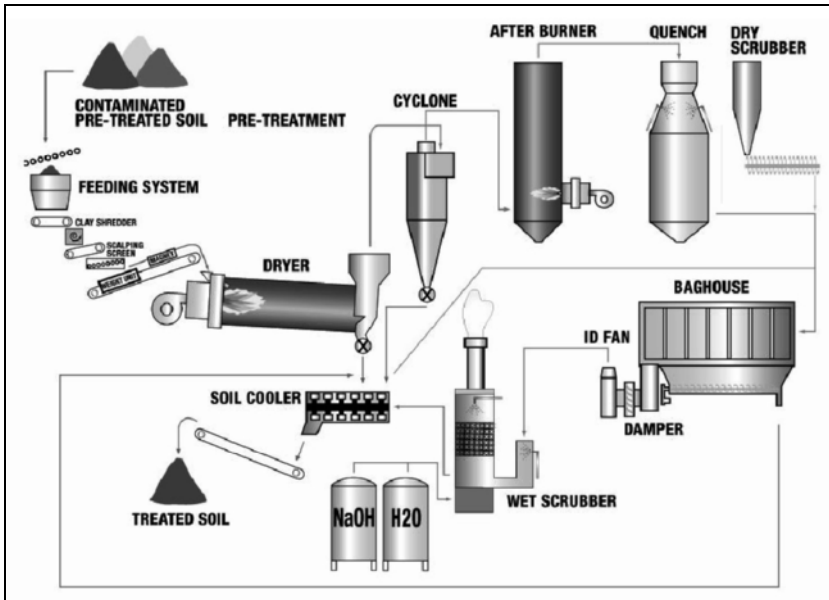
Daarnaast worden in intensievere systemen de volgende parameters gestuurd en geoptimaliseerd:

- Structuur van de grond (regelmatig homogeniseren van grond en toeslagstoffen zoals kalk of compost)
- Gehalte aan nutriënten (bijmengen van kunstmest)
- Vochtgehalte (bevochtiging van de grond)

- Temperatuur (verwarming van het systeem)
- Aantallen bacteriën (toevoeging van slib of compost).

De hopen hebben een hoogte van minimaal 0,5 (voor systemen zonder actieve beluchting en frequent homogeniseren) tot maximaal 4 meter (met een actief beluchtingssysteem). De gemiddelde uitvoeringstijd varieert van enkele maanden tot 2 à 3 jaren, afhankelijk van de intensiteit van de bewerkingen, de aard van de verontreiniging en de vereiste reinigingswaarde.

Techniek 3: Thermische reiniging



Figuur 3.18: Schema Thermische reiniging (www.deep-green.com)

Door het verhitten van verontreinigde grond tot een temperatuur van 350 tot 600 °C, veelal in een roterend trommelsysteem, worden de verontreinigingen vervluchtigd of vindt pyrolyse van de verontreinigingen plaats. De verontreinigingen worden naar de gasfase getransporteerd en in een separaat gasbehandelingssysteem verwerkt. In dit gasbehandelingssysteem worden de verontreinigingen, afhankelijk van de samenstelling, op een temperatuur van 1.000 tot 1.200 °C geoxideerd. Om de grond af te koelen en stofvorming te voorkomen wordt de grond na de thermische desorptiestap herbevochtigd met water.

De structuur van de grond kan wijzigen bij temperaturen boven 400 tot 500 °C. Derhalve wordt thermisch gereinigde grond meestal niet herbruikt voor civieltechnische werken. Het kan eventueel terug geschikt gemaakt worden als plantensubstraat na opmenging met compost.

3.3.5.2. *Toepassingsgebied en toepassingvoorwaarden*

Techniek 1: Fysico-chemische reiniging (grondwassen)

De techniek kan worden toegepast op grond met een beperkt gehalte aan fijne minerale delen. Klei, silt en veenachtige bodemtypes kunnen niet met deze techniek behandeld worden. Teneinde het proces economisch rendabel te laten verlopen dienen niet meer dan 20 tot 30% klei en silt delen ($< 60 \mu\text{m}$) in de te behandelen grond aanwezig te zijn.

In principe kunnen alle verontreinigingen behandeld worden. Echter een volledige verwijdering is in veel gevallen niet mogelijk. Vluchtige en goed-oplosbare verontreinigingen kunnen voor vrijwel 100% verwijderd worden. Zware metalen, PAK's en bestrijdingsmiddelen kunnen gemiddeld voor circa 90% (metalen) tot maximaal 98% (PAK's) verwijderd worden. Dioxines en PCB's moeten als niet-behandelbaar worden beschouwd met deze techniek, tenzij slechts een laag rendement vereist is.

De capaciteit van mobiele installaties bedraagt circa 5 tot 20 ton/uur. De capaciteit is onder andere afhankelijk van het kleigehalte, de aard en intensiteit van de verontreinigingen en de vereiste reinigingswaarde. Vaste installaties kunnen een grotere doorzet aan, tot zelfs 100 ton/uur.

De grond is na reiniging in principe herbruikbaar. Het organische stofgehalte en het aandeel fijne minerale delen zal lager zijn, waardoor toepassing van de grond onder andere in de wegenbouw mogelijk wordt.

Techniek 2: Biologische reiniging

Biologische reiniging kan worden toegepast voor grond met een voldoende doorlatendheid. Klei en leemgronden kunnen in principe slechts moeizaam behandeld worden, tenzij de grond intensief verkruimeld wordt of wordt opgemengd met een structuurverbeteraar ('bulking agent').

Biologisch aëroob afbreekbare verontreinigingen (hieronder kunnen de meeste aardolieraffinageproducten gerekend worden) kunnen middels biologische reiniging behandeld worden. In de regel zijn dit benzine en dieselolieachtige verbindingen met een koolstofketenlengte tot C_{25} , te beoordelen aan de hand van een GC-chromatogram. Zwaardere olieproducten kunnen niet effectief biologisch gereinigd worden.

Techniek 3: Thermische reiniging

Alle grond verontreinigd met organische verbindingen kan met deze techniek worden behandeld. Afhankelijk van de te reinigen verontreinigingen dienen de volgende temperaturen te worden gehanteerd voor de reiniging van de grond:

- Minerale olie: 200 tot 400 °C;
- PAK's: tot 600 °C;
- Niet vluchtige gehalogeneerde verbindingen (vb PCB's): tot 600 °C.

De concentraties in de grond mogen niet hoger zijn dan 2 tot 3 gewichtsprocent, wegens het risico voor spontane ontbranding van de verontreinigingen.

Het maximale vochtgehalte van de grond is 35 tot 40%. Hogere vochtgehalten zijn niet aan te bevelen wegens de hoge energiekosten voor verdamping van water.

Grond waarin kwikverbindingen aanwezig zijn wordt in principe niet behandeld wegens het risico voor emissie van de kwikverbindingen via de gasfase.

De verontreinigingen kunnen met een rendement van meer dan 99% verwijderd worden. In de regel worden alle organische verontreinigingen verwijderd tot onder de detectiegrens. Individuele installaties hebben capaciteiten variërend van 5 tot 40 ton/uur.

De gereinigde grond is biologisch zonder leven en veelal donker van kleur. Het organische stof is vrijwel volledig verwijderd uit de grond.

3.3.5.3. *Kosten*

Techniek 1: Fysico-chemische reiniging (grondwassen)

De investering in een natte grondreinigingsinstallatie is gemiddeld lager dan die bij de thermische technieken. Omdat bij natte reiniging grote verschillen bestaan in de uitvoeringsvormen, van zeer eenvoudige tot uitgebreide installaties met polishing van de zandfractie, zijn de verschillen in de investeringsniveaus groot. Daarnaast past elk bedrijf zijn eigen strategie toe bij het doen van investeringen voor aanpassingen en wijzigingen van de installatie. De benodigde investering voor het realiseren van een nieuwe installatie is lager dan de historische cumulatieve investeringen van de bestaande installaties. Met name in de ontwikkelingsfase hebben de natte grondreinigers een aanzienlijk leergeld betaald, dat in de investeringsbedragen is opgenomen.

De afschrijving van de installaties wordt mede bepaald door technische veroudering, waardoor de installatie en de gebouwen na een aantal jaren vervangen moeten worden. Onderdelen die onderhevig zijn aan slijtage worden regelmatig vervangen. De afschrijving wordt naast de technische veroudering grotendeels bepaald door procesmatige veroudering (nieuwere technieken, goedkopere technieken, grotere capaciteiten,...).

Het onderhoud van natte grondreinigingsinstallaties is sterk afhankelijk van de complexiteit van de installatie, en ligt in de range van € 1 tot € 2,5 per ton verwerkte grond.

Het energieverbruik van natte grondreiniging betreft voornamelijk het verbruik van elektriciteit van de pompen in het systeem. Wanneer er intensief gescrubbed wordt of een hoge-druk reinigingseenheid wordt gebruikt, neemt het energieverbruik toe. Het energieverbruik ligt in de range van 10 tot 20 kWh per ton verwerkte grond. Ook de waterzuiveringsinstallatie verbruikt veel energie.

De voornaamste hulpstoffen worden toegepast voor de scheiding van de fijnste fractie, coagulanten en flocculanten. Per ton gescheiden fijne fractie (droge stof) wordt een bedrag van € 1 tot € 5 besteed aan hulpstoffen.

De kosten voor de afzet van het residu worden beperkt door zo min mogelijk residu te storten. De kosten zijn afhankelijk van het gehalte aan fijne fractie in de te behandelen grond.

De kosten van afzet van het gereinigde product zijn afhankelijk van de samenstelling. Bij natte reiniging is het product afzetbaar als zand.

Tabel 3.9: Eenheidskosten per ton vervuilde grond, exclusief transport, meest prijsbepalend zijn fracties <63 µm en organisch stofgehalte (OVb, 2004)

	Kosten	Kosten mob/demob.
Reiniging off-site	€ 30-70	
Reiniging on-site vanaf 15.000 ton	€ 30-50	€ 25.000-...

Techniek 2: Biologische reiniging

De investering in de biologische grondreinigingsinstallaties is gemiddeld lager dan die in de overige technieken. Omdat bij biologische reiniging grote verschillen bestaan in de uitvoeringsvormen, van zeer eenvoudige landfarms tot uitgebreide installaties met verwarming en beluchting zijn de verschillen in de investeringsniveaus groot. Een belangrijke post is die van de terreinuur, omdat biologische reiniging een relatief groot terreinoppervlak vraagt.

De afschrijving van de installaties wordt grotendeels bepaald door technische veroudering, waardoor o.a. de onderafdichting en de gebouwen na een aantal jaren vervangen moeten worden. De afschrijvingstermijn die op basis van technische veroudering van biologische grondreinigingsinstallaties, vooral landfarms, gehanteerd kan worden is relatief lang. Of dat in de praktijk ook zo is hangt af van de bedrijfsstrategie.

De investeringen in een biologische grondreinigingsinstallatie zijn voor een groot deel evenredig met de capaciteit. De financiële lasten per ton capaciteit zijn lager naarmate de capaciteit hoger is, maar dit effect is significant geringer dan bij natte en thermische technieken.

Het energieverbruik van biologische grondreiniging is sterk afhankelijk van de mate van intensiteit van het proces, en de daarmee verband houdende installatie van verwarming en ventilatoren. Omdat de verschillen relatief groot zijn, kan geen getal gegeven worden. In absolute zin is het bedrag dat aan energie wordt besteed per ton bewerkte grond kleiner dan € 5.

De hoeveelheid hulpstoffen is gering, in de vorm van (vloeibare)meststoffen. Per ton behandelde grond wordt een bedrag van minder dan € 0,5 besteed aan hulpstoffen. Er wordt weinig gebruik gemaakt van het enten van specifieke (en dure) bacteriën.

Wanneer grond gereinigd wordt tot waarden waarbij de gereinigde grond zonder beperkingen mag worden toegepast is de hoeveelheid residu van biologische grondreiniging (afgezien van de zeefoverloop) nihil. De met afvoer van residu verband houdende kosten zijn in dat geval dan ook laag. Bij biologische grondreiniging wordt er soms bewust voor gekozen minder vergaand te reinigen. Wanneer wordt gereinigd tot waarden waarbij afzet zonder beperkingen niet mogelijk is, moet soms wel rekening worden gehouden met verhoogde afzetkosten.

De verwerkingsprijs is afhankelijk van de grondsoort en de soort verontreiniging. Een combinatie van zanderige grond met 'lichte' olieverontreiniging leidt tot een lage prijs, een combinatie van kleiige grond met 'zware' olieverontreiniging tot een hoge prijs. Meest bepalende parameter is het type olie (C 30 ketens), concentratie minerale oliën, PAK's en zware metalen. Marktprijzen bedragen 20 tot 50 euro per ton.

Techniek 3: Thermische reiniging

De investering in de thermische grondreinigingsinstallaties is vergeleken met de overige grondreinigingsinstallaties het hoogst. De geïnvesteerde bedragen zijn niet aan te geven omdat elk bedrijf zijn eigen strategie toepast bij het investeren van aanpassingen en wijzigingen van de installatie.

De benodigde investering voor het realiseren van een nieuwe installatie is aanmerkelijk lager dan de historische cumulatieve investeringen van de bestaande installaties. Met name in de ontwikkelingsfase hebben de thermische grondreinigers een aanzienlijk leergeld betaald, dat in de investeringsbedragen is opgenomen. De afschrijving van de installatie wordt niet bepaald door technische veroudering. Door intensief onderhoud waarbij belangrijke procesonderdelen regelmatig worden vervangen, blijven de installaties in volledige operationele staat. De afschrijving wordt bepaald door de procesmatige veroudering (nieuwere technieken, goedkopere tech-

nieken, grotere capaciteit,...). Er is sprake van een continu proces van vernieuwingen van de installatie. De afschrijving per ton capaciteit is lager naarmate de capaciteit hoger is. De totale financiële lasten liggen in de orde van 20% van de operationele kosten. Het onderhoudsbudget van iedere grondreinigingsinstallatie ligt in de orde van miljoenen euros per jaar (Van der Gun et al., 2000).

Het energieverbruik van thermische installaties is hoog, gemiddeld wordt (het equivalent van) 40 tot 50 liter stookolie per ton gereinigde grond verbruikt. De kosten zijn afhankelijk van de gebruikte brandstof.

De kosten voor de afzet van rookgasreinigingsresidu worden beperkt door zo min mogelijk residu te storten.

Kosten voor de behandeling van verontreinigde grond zijn afhankelijk van de samenstelling van het grondtype, het vochtgehalte en de samenstelling van de verontreinigingen. Meest bepalende parameters zijn de concentratie aan minerale oliën, zware metalen, zwavel en het vochtgehalte. De kosten kunnen variëren van € 65 tot € 80 per ton verontreinigde grond bij reiniging ex-site en bij reiniging on-site (vanaf 15.000 ton) van € 40-60. Bij reiniging on-site dient tevens rekening te worden gehouden met een installatiekost van > € 25.000 (OVb, 2004).

3.3.5.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Bij alle grondreinigingsinstallaties wordt grond aangevoerd en opgeslagen, bewerkt en afgevoerd.

Bij deze activiteiten is verwaaien van grond, met name de fijn (stof)fractie mogelijk. Met name de verwaaiing van fijn respirabel stof (<10 µm) is voor de bepaling van de milieurisico's belangrijk. Een punt van zorg voor vergunningsverleners is met name de verwaaiing van stof afkomstig van niet-gereinigde grond, omdat daarmee ook verontreinigende stoffen verspreid kunnen worden.

Verwaaiing kan worden voorkomen door de grond in een hal op te slaan of af te dekken met zeilen, zeefinstallaties te overkappen, windschermen te plaatsen of opgeslagen grond te bevochtigen.

Alle grondreinigingsinstallaties zijn voorzien van een vloeistofdichte verharding waarin voorzieningen zijn opgenomen voor de opvang van regenwater en percolatiewater, zodat emissies naar de bodem in de praktijk niet plaatsvinden.

De vloerconstructie bestaat uit een verharding, veelal een asfalt/betonverharding die uit twee lagen is opgebouwd, en een steenmengsellaag waaronder een waterdichte folie ligt. Het folie rust op een zandbed. Het verontreinigd (regen)water van het terrein wordt opgevangen en behandeld in een waterzuiveringsinstallatie. Wat niet verontreinigd hemelwater betreft verwijzen we naar de BBT studie voor hergebruik, buffering, infiltratie en verdamping van hemelwater. De verharding voorkomt tevens vermenging van de verontreinigde grond met de bodem.

Met betrekking tot geluid kan onderscheid worden gemaakt tussen zogenoemde 'algemene geluidsbronnen' die bij alle grondreinigingsinstallaties voorkomen, en geluidsbronnen van specifieke installaties, zoals de thermische grondreinigingsinstallatie, zeven, de natte grondreinigingsinstallatie en de biologische nrichting.

Algemene geluidsbronnen zijn:

- vrachtwagens ten behoeve van aan- en afvoer;
- vrachtwagens op de weegbrug;
- het wassen van vrachtwagens.

Techniek 1: Fysico-chemische reiniging (grondwassen)

Wanneer de te bewerken grond intensief gemengd wordt met water, bijvoorbeeld bij intensief scrubben, kunnen aerosolen ontstaan. Op plaatsen in de installaties waar dit risico aanwezig is, wordt de lucht afgezogen en over actiefkool- of compostfilters geleid.

Bij natte reiniging treden eventuele geuremissies voornamelijk op bij de aanvoer, de opslag en de voorbewerking (zeven). Na de voorbewerking wordt het te reinigen materiaal in een waterige fase gebracht. Als gevolg hiervan wordt het uittreden van geurstoffen uit het te reinigen materiaal in hoge mate belemmerd. Het residu van natte grondreinigingsinstallaties (waarin de verontreinigingen zijn geconcentreerd) heeft, afhankelijk van de soort verontreinigende stof, wel een sterke geurpotentie.

Het milieucompartment water wordt belast tengevolge van de lozing van gezuiverd afvalwater. Verwaaiing van stof vanaf de locatie naar het oppervlaktewater, wanneer dat in de omgeving van een grondreinigingsinstallatie aanwezig is, speelt een ondergeschikte rol aangezien verwaaiing wordt voorkomen door afdekken van de verontreinigde grond met zeilen en de beregning van de niet-afgedekte gedeelten met water.

Tenslotte dient nog op het volgende worden gewezen. De hoeveelheid regenwater die binnen een inrichting ontstaat, is afhankelijk van het verharde oppervlak, en vormt in de meeste gevallen een relatief groot deel van de hoeveelheid effluent dat uiteindelijk dient te worden geloosd. De berekening daarvan wordt normaal gesproken gebaseerd op een jaarlijkse netto neerslaghoeveelheid van 750 mm. Opgemerkt dient te worden dat deze stroom niet gelijkmatig/evenredig vrijkomt en bovendien niet kan worden beïnvloed. In natte jaren zal daarmee meer water moeten geloosd worden dan in droge. Regenwater dat op overkapte terreingedeelten valt is niet verontreinigd, en zal de hoeveelheid water dat verontreinigd kan zijn verminderen. Er dient hierbij te worden gewezen op het feit dat het niet de bedoeling is verontreinigd regenwater verdund te lozen met niet verontreinigd hemelwater. Wat het niet verontreinigd hemelwater betreft verwijzen we opnieuw naar de BBT studie voor hergebruik, buffering, infiltratie en verdamping van hemelwater.

Proceswater kan ook gereinigd worden met een actief koolfilter waarna het opnieuw kan gebruikt worden. Vanwege neutralisatie kan het zoutgehalte in het proceswater oplopen en moet een deel geloosd worden. Proceswater kan ook biologisch gezuiverd worden (bacteriën + actief koolfilter).

Techniek 2: Biologische reiniging

Uit een rapport van Vito (rapportnr. 2002/MIT/R/222) konden volgende vervluchtigingspercentages van verontreinigende stoffen bij het keren en zeven van grond worden vastgesteld:

- tijdens het zeven van de grond:
 - 80-83% voor benzeen
 - 21-80% voor toluen
 - 29-66% voor ethylbenzeen
 - 6-15% voor xylenen
- bij het keerproces zijn de percentages vervluchtiging ingeschat als meer dan 50% voor benzeen, toluen en ethylbenzeen en kleiner dan 40% voor xylenen.

In het geval van intensieve biologische reiniging wordt (verwarmde) lucht doorheen de te bewerken grond geleid. Met deze lucht kunnen verontreinigde stoffen worden meegevoerd. Het

betreft hier relatief vluchtige koolwaterstoffen. Ter voorkoming van luchtverontreiniging kunnen volgende maatregelen worden genomen (Vito-rapport nr. 2002/ MIT/R/222).

- het biologisch reinigen van gronden in afgesloten hallen, wat tevens ook een invloed heeft op de voorkoming van afvalwaterverontreiniging;
- het plaatsen van poorten tussen de verschillende hallen om niet-geleide emissies tot een minimum te beperken;
- het over een actief kool filter of compostfilter leiden van de afgezogen lucht uit de hallen.
- bodemluchtextractie via luchtdrains in statische biopiles

Bij biologische reiniging treden eventuele geuremissies op bij de aanvoer, de opslag en de voorbewerking. Een andere geurbron kan de door de verontreinigde grond geblazen lucht zijn. Ook voor geurstoffen is een compostfilter (en als dat niet geheel zou voldoen een actiefkoolfilter) een afdoende remedie.

Bij biologische grondreiniging wordt een systeem voorzien voor opvang van percolaatwater. Verdere lozing van afvalwater is het gevolg van een neerslag-overschot, dat afgevoerd dient te worden. Aangezien bij biologische grondreiniging folie is aangebracht om het grondwater te beschermen, kan het overtollige regenwater niet afvloeien naar de bodem, maar wordt het afgevoerd via drains. Het water kan gerecirculeerd worden of, eventueel na zuivering, worden geloosd. Hier dient in eerste instantie de mogelijkheid tot hergebruik en herinfiltratie te worden overwogen. Vervolgens kan de optie lozen op oppervlaktewater worden bekeken daar het gaat om verdund afvalwater en pas als laatste de optie lozen op riool. Bij een gesloten systeem, waar folie over de velden is aangebracht, valt er geen neerslag op het veld en is het opgevangen hemelwater niet verontreinigd.

De geluidsbronnen van biologische installaties zijn:

- shovel(s) ten behoeve van overslag;
- transportbanden en magneetband bij de voorbehandeling;
- zeefinstallatie voorbehandeling;
- keermachine(s)
- uitstraling gevels en dak van de hal (bij intensieve en zeer intensieve landfarming).

Afgezien van de bodemvreemde stoffen die bij de voorbehandeling worden afgescheiden, worden bij biologische grondreiniging geen afvalstoffen gevormd.

Het energieverbruik van extensieve biologische grondreiniging is zeer laag. Bij meer intensieve biologische reiniging wordt op gezette tijden gekeerd, bij de intensieve methoden is daarenboven energie nodig voor het doorblazen van lucht en het verwarmen van het grondpakket. Omdat de temperaturen laag zijn (circa 30 °C), is ook de hoeveelheid benodigde energie relatief gering. Gezien de relatief lage temperatuurniveaus is het goed mogelijk restwarmte te gebruiken voor verwarming. Dat kan restwarmte van andere processen zijn, maar ook van binnen de inrichting. De combinatie van het opwekken van elektriciteit gecombineerd met verwarming is hiervan een voorbeeld.

Techniek 3: Thermische reiniging

Volgende onderwerpen zijn specifiek van belang bij thermische grondreiniging:

- stof uit schoorsteenemissie;
- NO_x;
- SO₂;
- HCl;

- Zware metalen, waaronder kwik;
- Dioxines;
- Overige verbindingen.

In onderstaande paragrafen worden de verschillende polluenten verder bekeken naar mogelijke reinigingstechnieken en haalbare emissiewaarden, opgesplitst voor mobiele en vaste thermische grondreinigingsinstallaties indien relevant.

Stof

De uitstoot aan stof is recht evenredig met de hoeveelheid rookgassen. De hoeveelheid geëmitteerd stof is in vergelijking tot de bijdrage van verwaaiing van stof als gevolg van aanvoer, opslag en zeving (zeer) gering.

De ontstopping van afgassen uit de thermische installaties (mobiele en vaste) gebeurt in twee stappen, verwijderen van grove partikels in een cycloon (voor de desoptiestap) en het verwijderen van fijne partikels dmv. doekenfilters waarvan de maximale doorlaat 10 mg/Nm³ bedraagt.

De investeringskosten voor een cycloon bedraagt 500 tot 1500 euro per 1000 m³/h. de werkskosten worden voor het grootste deel bepaald door de energiekosten, nl. 160 tot 970 euro per jaar per 1000 m³/h. verder is er nog een geringe personeelskost en de afvoerkosten van de reststoffen

De investeringskosten van de doekfilters liggen tussen 1.000 en 13.000 euro afhankelijk van de capaciteit en de uitvoering van de behuizing en 500-700 euro voor filtermateriaal voor een capaciteit van 1.000 m³/h. De kostprijs van een doekfilter kan variëren afhankelijk van het type, gebruikte materiaal en dergelijke. De werkskosten bedragen ongeveer 0,2 tot 1,5 euro/m³/h. Het energieverbruik (excl. ventilator) varieert tussen 0,2 en 2 kWh per 1000 m³. Overige werkskosten zijn personeel, onderhoud en afvoer vliegias. De voornaamste onderhoudskost is de vervanging van filterdoeken, met een levensduur van typisch 5 jaar (www.infomil.nl, Lemmens B. et al., 2004).

NO_x

Bij de emissie van NO_x kan onderscheid worden gemaakt tussen thermische, brandstof- en grondstof-NO_x. Eerstgenoemde ontstaat bij hoge temperaturen waarbij N₂ uit de lucht bepaalde reacties aangaat. Brandstof-NO_x ontstaat bij het verbranden van olie of gas. Daarnaast kan NO_x worden gevormd (als 'grondstof'-NO_x) tengevolge van de oxidatie van de (uit de verontreinigde grond) uitgedampte stikstofverbindingen (zoals cyanides). De emissie afkomstig van thermische reinigingsinstallaties bedraagt circa 200 mg/Nm³ (zie onderstaande tabellen).

Overige verbindingen: SO₂, HCl, zware metalen, dioxines

De emissie aan SO₂ is bijna volledig afkomstig uit het aanbod uit de verontreinigde grond. Wanneer een brandstof wordt gebruikt met een hoog zwavelgehalte, zoals afvalolie, zal de concentratie van SO₂ in de gassen die worden aangeboden aan de rookgasreiniging (meestal injectie kalk) toenemen. De emissie van alle rookgasreinigingsinstallaties op vaste thermische installaties is lager dan 40 mg SO₂ /Nm³.

De SO₂ emissies afkomstig van mobiele installaties zijn opgenomen in onderstaande tabel.

Bij thermische grondreiniging ontstaat HCl bij de destructie van gehalogeneerde verbindingen. De aan de rookgasreinigingsinstallaties aangeboden hoeveelheid is daarom volledig afhankelijk van de mate van verontreiniging van de behandelde grond. HCl wordt relatief eenvoudig gevan-

gen in droge rookgasreinigingsinstallaties (injectie kalk). De emissiewaarde van 10 mg/Nm^3 wordt vrijwel nooit overschreden.

De emissie van *zware metalen* betreft vrijwel volledig de aan het geëmitterde stof gebonden metalen. Omdat de stofemissie gering is, ($< 10 \text{ mg/Nm}^3$) is de emissie gering.

Kwik kan in de rookgassen voorkomen onder dampvorm. De rookgasreinigingsinstallaties moeten speciaal op vangst van kwik worden afgestemd. Wanneer dat gebeurt, is $50 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$ haalbaar. Wanneer dat niet zo is moet men grenzen aan het gehalte aan kwik in de te behandelen grond stellen.

De rookgassen van de naverbrandingsinstallaties van thermische grondreinigingsinstallaties bevatten een relatief laag gehalte aan dioxines, wanneer grond verontreinigd met gehalogeneerde koolwaterstoffen wordt gereinigd. De rookgasreinigingsinstallaties die op dit moment in bedrijf zijn hebben aangetoond dat zij in staat zijn de norm van $0,1 \text{ ng TEQ}$ te behalen.

De rookgassen zullen naast de genoemde componenten tevens CO , CO_2 en water bevatten. Koolmonoxide zal slechts dan worden aangetroffen in hoeveelheden die de 50 mg/Nm^3 overschrijden, wanneer de oxidatie in de installatie niet goed verloopt.

Voor het verwijderen van schadelijke verbrandingscomponenten zoals kwik, zware metalen, dioxines, furanen, polyaromatische en gechloreerde koolwaterstoffen wordt actieve kool in de vorm van poeder al of niet in combinatie met andere chemicaliën zoals kalk in het rookgas geïnjecteerd. De actieve kool adsorbeert deze componenten en maakt zo de rookgassen vrij van schadelijke en toxische stoffen.

De beladen actieve kool wordt teruggevoerd naar de vuurhaard. Daar wordt de actieve kool of bruinkoolcokes samen met de geadsorbeerde deeltjes zoals dioxines, stof, metalen en TOC verbrand.

Mobiele filters



Figuur 3.19: Mobiele filter voor lucht (www.desotec.be)

Deze mobiele filters worden gebruikt voor bv. in-situ toepassingen, tijdelijke projecten,...

In normale omstandigheden worden deze mobiele filters gebruikt op huurbasis en worden zij gevuld met de geschikte actieve kool, naargelang de toepassing.

Vaste filters



Figuur 3.20: Vaste filter voor lucht (www.desotec.be)

Deze filters worden gebruikt indien mobiele filters niet van toepassing zijn, bv. projecten van lange duur, met weinig koolwisselingen, indien de kool makkelijk te vervangen is, ... Iedere filter wordt gevuld met de geschikte actieve kool, geselecteerd voor deze toepassingen. Er zijn weinig studies beschikbaar met kostenramingen voor thermische installaties. De cijfers die hieronder geciteerd worden zijn afkomstig van OVB (2004).

Tabel 3.10: Overzicht kosten gebruik actief koolfiltratie (cap. 1000 Nm³/u)

Specificatie	Kosten
Exploitatie	250-500 per maand én per filter
Energie	1 kW (heater)
Hulpstoffen	ca. € 2,5 à 3,5 per kg actief kool

Naast adsorptie op actief kool kunnen ook absorptietechnieken worden ingezet om de afgassen te neutraliseren. Een gaswasser is een reinigingsinstallatie waarin een gasstroom in intensief contact wordt gebracht met een vloeistof met als doel bepaalde gasvormige componenten uit het gas naar de vloeistof te laten overgaan.

Investeringskosten van een scrubber variëren van 2000 tot 30000 euro voor 1000 Nm³/h (recirculatiewasser met pomp). De werkingskosten bedragen ca. 5000 euro per jaar. Het gebruik van hulpstoffen is afhankelijk van de ingaande concentratie en de gestelde restemissie (Lemmens B. et al., 2004).

Als praktisch voorbeeld kan hierbij een emissiemeting door Vito worden aangehaald in de schouw van een mobiele thermische installatie, respectievelijk tijdens de behandeling van met minerale oliën en met PCB's verontreinigde grond. De belangrijkste meetresultaten worden in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 3.11: Meetresultaten emissiemetingen op een mobiele thermische installatie bij de behandeling van met minerale oliën verontreinigde grond, per kolom gemiddelde waarden over 1 dag (Vito rapport nr. 2002/MIM/R/098)

Parameter	Mobiele thermische bodemsaneringsinstallatie		
Watergehalte in %	32,2	27,7	26,4
O ₂ in %	6,6	11,6	6,9
CO ₂ in %	9,2	5,9	9,1
NO in mg/Nm ³ dr	91	69	101
NO ₂ in mg/Nm ³ dr	<2	<2	<2
NO _x als mg NO ₂ /Nm ³ dr	140	106	156
CO in mg/Nm ³ dr	47	112	269
SO ₂ in mg/Nm ³ dr	685	432	956
KWS in mg C/Nm ³ dr	7	29	11
Stof in mg/Nm ³ dr	0,2	11,8	6,3
HCl in mg/Nm ³	2,9	3,5	7,0
HF in mg/Nm ³	< 0,3	< 0,3	< 0,3

Tabel 3.12: Meetresultaten emissiemetingen op een thermische installatie bij de behandeling van met PCB's verontreinigde grond, gemiddelde waarden over 1 dag (Vito rapport nr. 2002/MIM/R/119)

Parameter	Mobiele thermische bodemsaneringsinstallatie
Watergehalte in %	27,7
O ₂ in %	9,6
CO ₂ in %	7,0
NO in mg/Nm ³ dr	105
NO ₂ in mg/Nm ³ dr	< 2
NO _x als mg NO ₂ /Nm ³ dr	162
CO in mg/Nm ³ dr	14
SO ₂ in mg/Nm ³ dr	32
KWS in mg C/Nm ³ dr	17
Stof in mg/Nm ³ dr	
meting 1	3,1
meting 2	2,0
HCl in mg/Nm ³	
meting 1	0,4
meting 2	0,2
HF in mg/Nm ³	
meting 1	< 0,4
meting 2	< 0,4
HCN in mg/Nm ³	
meting 1	1,1
meting 2	1,2
PCDDs en PCDFs	
in ng/Nm ³ dr	0,949
in ng TEQ/Nm ³ dr	0,031

De grond die wordt aangevoerd kan zodanig zijn verontreinigd dat deze geur verspreidt. Deze geur wordt soms als onaangenaam ervaren. Bij thermische grondreiniging wordt eventuele geurremissie alleen veroorzaakt als gevolg van aanvoer, opslag en de voorbereiding van de grond.

Nadat het materiaal is ingevoerd in de grondreinigingsinstallatie, ontstaan geen geuremissies meer. De hoge temperatuur die daar heerst en de afsluiting van de trommel(s) zorgen voor een ‘geurvrij’ proces. Bij hoge temperatuur worden geurcomponenten afgebroken tot niet-geurende componenten.

Emissies via afvalwater spelen bij thermische grondreinigingstechnieken nauwelijks een rol mits gepaste maatregelen. Water dat vrijkomt bij thermische reiniging is onder te verdelen in neerslag, condenswater, drainagewater en waswater van de natte wassing. Neerslag is mogelijk verontreinigd door contact met het terrein, en ook in condenswater zijn mogelijk verontreinigingen achtergebleven. Neerslag, condenswater, drainagewater en waswater kunnen worden opgevangen in opslagtanks en in een interne zuiveringsinstallatie worden gezuiverd. Dit gebeurt met behulp van een olieafscheider, een zandfilter, een koolfilter en flotatie. Uit warm afvalwater kan, alvorens het te zuiveren, de warmte worden teruggewonnen. Daarna kan het water worden hergebruikt, het kan worden gebruikt om de grond te koelen en te bevochtigen, of het kan worden geloosd. Infiltratie van grondwater kan worden voorkomen door het aanbrengen van HDPE folie.

Afgezien van de algemene geluidsbronnen bij grondreinigingsinstallaties zijn de specifieke geluidsbronnen van thermische installaties:

- shovels ten behoeve van overslag;
- zeefinstallatie voorbehandeling;
- uitstraling gevels en dak van de hal;
- schoorsteenopening;
- schoorsteenventilator.

Geluidswerende maatregelen die kunnen genomen worden zijn:

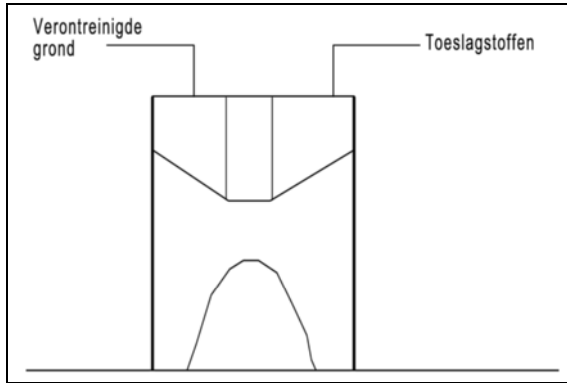
- het gebruik van geluidsarme motoren;
- het gebruik van dempers;
- het toepassen van geluidsisolatie
- het gebruik van geluidswerend materiaal;
- het opzetten van geluidsschermen.

Bij thermische grondreiniging komt als afvalstof het residu van de rookgasreinigingsinstallatie vrij. Dit residu bestaat uit de reactieproducten van de zure componenten met kalk, actief kool waaraan verontreinigende stoffen zijn geadsorbeerd, en een kleine hoeveelheid meegevoerd stof, dat niet eerder in het proces is afgevangen. De samenstelling en de variatie daarvan maken het noodzakelijk dat deze afvalstof wordt gestort.

Het energieverbruik van thermische installaties is relatief hoog, gemiddeld wordt (het equivalent van) 40 tot 50 l stookolie per gereinigde ton grond verbruikt. Een groot deel van de energie die benodigd is voor het opwarmen van de grond tot de gewenste eindtemperatuur is nodig voor het verdampen van het in de grond aanwezige water. Daarnaast is het energieverbruik van de naverbranders aanzienlijk. Alle grondreinigingsinstallaties hebben hun proces zo ontworpen, dat in hoge mate gebruik wordt gemaakt van restwarmte uit het proces. Naast de thermische energie is ook het elektriciteitsverbruik van thermische installaties aanzienlijk. Met name de ventilatoren die nodig zijn voor het afzuigen/koeling van de installaties verbruiken veel vermogen.

3.3.6. Concept 6: Ex-situ immobilisatie

3.3.6.1. Principe



Figuur 3.21: Schema Immobilisatie

Immobilisatie is een technische ingreep waarmee de chemische en fysische eigenschappen van verontreinigde materialen worden gewijzigd met als doel de verontreinigingen in dat materiaal vast te leggen. Immobilisatie is een behandeling waarbij verontreinigende stoffen in een stabiele structuur worden vastgelegd, bijvoorbeeld door het ontstaan van onoplosbare producten als gevolg van een chemische reactie, of door het opslaan van een verontreinigende stof in een waterdicht, inert polymeer. Het immobilisatieproces heeft tot doel de verontreinigende componenten van een afvalstof dusdanig vast te leggen dat ze ook op langere termijn geen bedreiging meer vormen voor het milieu. Hierdoor wordt de mogelijkheid geschapen om (op zijn best) het immobilisaat nuttig toe te passen als bijvoorbeeld bouw materiaal of (op zijn minst) het immobilisaat op een veilige wijze te kunnen storten.

Technieken 1: Cementatie, chemische immobilisatie

Technieken gebaseerd op het toevoegen van organische of anorganische bindmiddelen: De vastlegging vindt plaats door het doseren van organische of anorganische bindmiddelen, die de structuur van de grond dermate wijzigen dat geen transport van de verontreinigingen meer kan plaatsvinden. Anorganische bindmiddelen (cement, pozzolanen, vliegas) worden meestal toegepast voor het verkrijgen van een inkapseling van de verontreinigingen in een slecht door-dringbare matrix. Vaak worden additieven (klei, zeoliet of waterglas) toegevoegd teneinde een additionele fysisch/chemische binding te bewerkstelligen. Organische bindmiddelen (bitumen, thermoharders) dragen veelal zorg voor een fysische inkapseling.

3.3.6.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Infiltratie van uithardende stoffen is vooral geschikt voor de immobilisatie van anorganische verbindingen. De effectiviteit is bij vluchtige organische verbindingen beduidend geringer. Gegevens met betrekking tot de mate van verontreiniging, deeltjesgrootteverdeling, pH, organische stofgehalte (max. 5 tot 10%), samenstelling voor wat betreft anorganische verbindingen (o.a. metalen en sulfaat) moet vooraf bekend zijn. Uitloogproeven op geïmmobiliseerd testmateriaal zullen de uiteindelijke samenstelling van de toeslagstoffen voor de immobilisatie bepa-

len. Uit testen is gebleken dat cement als bindmiddel de mobiliteit van lood, arseen en complexe cyanides juist vergroot in plaats van terugdringt.

Vitrificatie is toepasbaar voor alle typen bodemverontreiniging ongeacht het type bodem en verontreiniging maar wordt thans (2006) nog niet toegepast vanwege de hoge kostprijs. Puinachtige materialen moeten zo veel als mogelijk (tot ten minste 20%) uit de bodem verwijderd worden. Brandbare verbindingen mogen tot maximaal 5 à 10 gewichtsprocent aanwezig zijn. Een minimaal gehalte van 1,4% natrium- en kaliumoxides dient aanwezig te zijn.

Praktijkproeven hebben aangetoond dat een reductie van de uitlogging van meer dan 95% kan worden bereikt middels de thermische en fysico-chemische immobilisatietechnieken. De langetermijnvloed van natuurlijke erosieprocessen als regenwater, grondwatersamenstelling en -stroming, kunnen echter niet volledig bepaald worden met laboratoriumtesten. De toepassing van immobilisatietechnieken houdt dus een onbepaald toekomstig risico in.

3.3.6.3. *Kosten*

In onderstaande tabel zijn globale kosten weergegeven voor de genoemde technieken.

Tabel 3.13: *Kosten immobilisatie*

Uitvoeringsvorm	Specificatie materiaal/uitvoeringsvorm	Kosten (exc. BTW)
Immobilisatie	mengen met bindmiddelen	90/ton ^a

a. Van der Gun et al., 2000

3.3.6.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Bij toepassen van bindmiddelen kan de toename in volume van het verontreinigde materiaal als een nadeel worden beschouwd. In een proefproject is een volumetoename van 8,5% gerapporteerd en 21% in massadichtheid. Aangezien het proces zich grotendeels open aan de atmosfeer voltrekt, kunnen emissies optreden naar de lucht van vluchtige verontreinigende stoffen, fijn stof en aerosolen. Bij reinigen van apparatuur dient het waswater te worden opgevangen voor behandeling.

3.3.7. **Concept 7: Saneringsberging**

3.3.7.1. *Principe*

Technieken: Klasse I, II, III stort

Verontreinigde grond kan gecontroleerd ex-situ verwerkt worden op een *stortplaats*. Bij saneringsberging wordt de verontreinigde grond geïsoleerd, opdat geen uitlogging, verwaaiing en vervluchtiging meer kan plaatsvinden. De stortplaats is voorzien van een boven- en onderafdichting. Via monitoring wordt de saneringsberging gecontroleerd.

In de stortplaats kan door biologische activiteit stortgas ontstaan, dat dient te worden afgevangen en benut of verwerkt. Percolerend water wordt eveneens opgevangen en gezuiverd.

On-site kan middels de aflevering van een conformiteitsattest door OVAM een *stortplaats voor saneringsberging* worden aangelegd. De aanleg van een stortplaats wordt geregeld via het conformiteitsattest.

3.3.7.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

In principe kan alle verontreinigde grond verwerkt worden op een stortplaats, vermits aan de specifieke acceptatie-eisen van de stortplaats wordt voldaan. Deze acceptatie-eisen kunnen onder andere betrekking hebben op de samenstelling (aard en gehalte van de verontreinigingen) en de steekvastheid (vochtgehalte). Voor meer informatie hieromtrent verwijzen we naar Vlaam II regelgeving voor inrichten van stortplaatsen. Middels de verwerking op een stortplaats wordt een gecontroleerde isolatie van de verontreinigingen bewerkstelligd.

3.3.7.3. Kosten

De kosten voor het storten van verontreinigingen zijn afhankelijk van de samenstelling van de grond (Klasse I, II of III) en het beleid van de stortplaatsbeheerder in kwestie. Prijzen kunnen variëren tot 100 euro per ton (Klasse I). Deze kosten gelden enkel voor het storten bij een Vlaam vergunde stortplaats en niet voor saneringsbergen. De milieueffingen (al dan niet in de stortkosten inbegrepen) en de gemeentetaksen spelen een belangrijke rol bij de budgettering van de afvoer van de verontreinigde gronden.

3.3.7.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Bij het storten van de verontreinigde grond wordt de verontreiniging niet verwijderd maar gecontroleerd geïsoleerd.

Er kan tijdens het aanleggen van een stortplaats aanzienlijke geurhinder ontstaan in de omgeving van de stortplaats. Daarnaast is sprake van horizonvervuiling ten gevolge van de hoogte van de stortplaats.

3.3.8. Concept 8: Grondwateronttrekking tbv grondwaterstandverlaging

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.1.4 'Grondwateronttrekking tbv civiel technische beheersing'.

3.3.9. Concept 9: Grondwaterzuivering

In een aantal situaties komt verontreinigd water vrij bij bodemsanering:

- in situ behandeling van de bodem;
- bemaling ten behoeve van het in den droge afgraven van verontreinigde grond;
- (geohydrologische) isolatie;
- proceswater dat vrijkomt bij procesmatige reiniging van grond;
- percolatiewater dat ontstaat bij (tijdelijke) opslag van verontreinigde grond;
- waswater dat ontstaat wanneer verontreinigd materiaal als bouw- en sloofafval en materieel wordt afgespoten.

Indien bekend is, door welke activiteit de verontreiniging is veroorzaakt, dan is in vele gevallen aan te geven welke stoffen in het grondwater terecht kunnen komen. Of bepaalde stoffen wel of niet in het grondwater terecht komen is onder meer afhankelijk van de oplosbaarheid van een verontreiniging. Aromaten zijn relatief goed oplosbaar en zullen daarom bij een bodemverontreiniging ook in het grondwater worden aangetroffen. Bij zware metalen is de aanwezigheid in het grondwater sterk afhankelijk van de vorm waarin ze in de bodem voorkomen. Meestal wordt er onderzoek gedaan op het grondwater om de verontreinigingssituatie te kennen.

Nadat de omvang en verontreinigingsgraad van het te behandelen water bekend zijn, dient te worden bezien op welke wijze het water gezuiverd zal worden. Hiertoe staat een aantal mogelijkheden ter beschikking, mits te voldoen aan de opgelegde normen:

- volledige zuivering ter plaatse en infiltratie in de bodem, hergebruik of lozing op het oppervlaktewater of riool;
- ter plaatse voorzuiveren en vervolgens lozen op riool met een verdere zuivering op een RWZI;
- afvoer voor zuivering of verwerking elders;
- ongezuiverd lozen via riolering op RWZI.

Op basis van milieuhygiënische en economische overwegingen zal besloten worden welke mogelijkheid wordt toegepast. Indien wordt besloten dat een (voor)zuivering van het verontreinigde water noodzakelijk is, zal de meest geschikte techniek of combinatie van technieken moeten worden vastgesteld. Belangrijk aspect bij deze selectie is het ontstaan van vaste afvalstoffen. De afvoer en verwerking ervan brengt hoge kosten met zich mee, zodat er voor gezorgd moet worden dat de hoeveelheid af te voeren slib minimaal is.

Tien veelvuldig in Vlaanderen toegepaste grondwatersaneringstechnieken worden in onderstaande paragrafen besproken. De beschrijvingen van de mogelijke technieken werden gebaseerd op het rapport 'Code van goede praktijk – Pump&treat deel I en II' (OVAM, 2002d en e).

3.3.9.1. *Principe*

Techniek 1: Actief kool

De werking van een actieve koolfilter berust op de adsorptie van een opgeloste verontreiniging aan het oppervlak van het actieve kool. De koolstof waaruit het filter bestaat, is geactiveerd door middel van stoom of door een chemisch proces. Bij de activatie ontstaan poriën die moleculaire afmetingen hebben, hierdoor kan het uitwendige oppervlak van de koolstof vergroot worden tot 2.000 m² per gram. Een beperkende factor op het gebruik van een adsorptietechniek is evenwel het feit dat verzadiging van die poriën optreedt. Na een bepaalde tijd moet de kool vervangen en/of geregenereerd worden.

Mobiele filters

Deze mobiele filters worden gebruikt voor bv. in-situ toepassingen, tijdelijke projecten, projecten waarvoor veel koolwissels nodig zijn, projecten waarbij de wisseling van actieve kool moeilijk uitvoerbaar is, snelle interventies, noodgevallen, ...

In normale omstandigheden worden deze mobiele filters gebruikt op huurbasis en worden zij gevuld met de geschikte actieve kool, naargelang de toepassing.



Figuur 3.22: Mobiel filter voor water (foto www.desotec.be)

Vaste Filters

Figuur 3.23: Vast filter voor water (foto www.desotec.be)

Ionen zoals ijzer, mangaan, calcium, carbonaat, ... kunnen in de actieve kool neerslaan en de adsorptiecapaciteit in sterke mate verlagen. Voorbehandeling van het grondwater is dan aangegeven.

Techniek 2: Chemische oxidatietechnieken

Bij chemische oxidatie worden verontreinigingen door oxidatiemiddelen zoals bijvoorbeeld ozon of waterstofperoxide, afgebroken tot kooldioxide, water en eventueel zouten. Bij verontreinigingen die moeilijk zijn te oxideren kan additioneel UV-licht worden toegepast. Door het UV-licht wordt het ozon of het waterstofperoxide omgezet in zeer reactieve radicalen die beter in staat zijn de moeilijk te oxideren verontreinigingen af te breken. Cyanides kunnen worden geoxideerd met hypochloorzuur.

Techniek 3: Ionenwisseling

Een ionenwisselaar bestaat uit (veelal synthetisch) vast materiaal dat in staat is ionen meer of minder sterk aan zich te binden. Onderscheiden kunnen worden kationen- en anionenwisselaars. In beide gevallen zijn aan het basismateriaal vaste, geladen groepen (meestal covalent) gebonden, waarbij als gevolg van de sterkte van elektrochemische bindingskrachten ionen worden uitgewisseld. Anionenwisselaars worden gebruikt voor uitwisseling van negatief geladen ionen (anionen). Kationenwisselaars worden gebruikt voor de uitwisseling van positief geladen ionen (kationen).

Techniek 4: Membraanfiltratie

In deze context groepeerde het begrip membraanfiltratie alle scheidingstechnieken waarbij transport doorheen een halfdoorlatend membraan plaatsvindt onder invloed van een drukverschil. Omdat de membraan slechts passage van bepaalde componenten toelaat en andere selectief tegenhoudt, resulteert de behandeling van voedingsstroom in een gezuiverde stroom (permeaat) en een geconcentreerde afvalstroom (concentraat). Scheiding treedt op door verschillen in transportsnelheid en/of deeltjesgrootte. Op basis van de poriëngrootte van de membranen maakt men een onderscheid tussen microfiltratie, ultrafiltratie, nanofiltratie en omgekeerde osmose. In alle gevallen gaat het om een concentratietechniek en wordt een concentraat bekomen dat verder gezuiverd moet worden. Het percentage gereinigd water ten opzichte van de voeding wordt recovery genoemd.

Er wordt in de praktijk gebruik gemaakt van één module of een set van modules, die dan in

parallen of in serie gerangschikt zijn. Membraanprocessen worden uitgevoerd in batch of in continu regime. Meestal wordt het cross-flow principe toegepast, waarbij het te zuiveren grondwater langs het membraan stroomt en het permeaat loodrecht door het membraan dringt. De membranen zelf kunnen zowel uit organisch als anorganisch materiaal vervaardigd worden.

Met de volgende criteria dient rekening te worden gehouden bij het ontwerp van een membraanproces:

- kwaliteit grondwater en debiet
- het membraanmateriaal
- aan te leggen druk
- pakingsdichtheid (membraanopp./m³ membraanmodule)
- selectiviteit membraan
- flux/langsstromsnelheid
- reiniging van membranen

Techniek 5: Olie/waterafscheider

Het principe van de werking van een olie/water afscheider berust op het verschil in dichtheid tussen de verontreiniging en het water. Verontreinigingen die niet in water oplossen en tevens lichter zijn dan water zullen opstijgen en gaan drijven. Het verwijderen van deze drijfslaag kan plaatsvinden met behulp van een olie/water afscheider. Er zijn verschillende typen afscheiders, zoals skimmers, zwaartekrachtafscheiders en coalescentie-afscheiders.

Skimmers:

Skimmers worden toegepast wanneer een drijvende olielaag moet worden verwijderd. De olie wordt afgescheiden door deze te adsorberen aan een band, slang of plat die zich door de olielaag beweegt en vervolgens de olie op een andere plaats weer van de band, slang of plaat te schrapen. De capaciteit van de skimmers is sterk afhankelijk van de aanhechtingskracht van de olie aan het skimmermateriaal.

Zwaartekrachtafscheiders:

Zwaartekracht- of graviteitsseparatoren maken gebruik van het verschil in soortelijk gewicht van tussen in grondwater gedispergeerde oliedruppeltjes en het grondwater. Het scheidingsrendement van een gravitatieseparator wordt in belangrijke mate bepaald door het scheidingsoppervlak (F) en de doorzet (Q). Deeltjes met een stijgsnelheid groter of gelijk aan de oppervlaktebelasting (Q/F) worden volledig gescheiden; Deze stijgsnelheid is ondermeer afhankelijk van het soortelijk gewicht van de olie en de diameter van de oliedruppels. Naarmate de druppels kleiner worden, wordt de afscheidingsgraad slechter. Wanneer de oliedruppels zo klein worden dat een stabiele emulsie ontstaat, kunnen ze niet meer via een olieafscheider worden verwijderd;

Een methode om het scheidingsrendement te verhogen is het vergroten van het scheidingsoppervlak. In plaatseparatoren vindt dit plaats door meerdere platen aan te brengen in de afscheidingsruimte. Het rendement van plaatseparatoren wordt doorgaans vergroot doordat coalescentie kan optreden. Kleine deeltjes komen op de plaat met elkaar in contact en vormen grotere deeltjes (coalescentie). Deze deeltjes zijn beter af te scheiden omdat de stijgsnelheid groter is.

Coalescentie-scheiders:

De werking van coalescentie-scheiders is gebaseerd op het mechanisme dat grotere druppels beter en sneller af te scheiden zijn dan kleine druppels. Daartoe wordt in deze scheiders een

voorziening aangebracht die het contact tussen de druppels bevordert in de vorm van platen, gaasfilters of pakkingsmateriaal. Doordat de vloeistof langs het contactoppervlak stroomt zullen kleine druppels tegen dit oppervlak en tegen elkaar botsen en kunnen vervolgens samenvloeien tot groter druppels.

Techniek 6: Precipitatie, coagulatie, flocculatie

Precipitatie, coagulatie en flocculatie wordt toegepast om opgeloste verontreinigingen uit het water te verwijderen door de stoffen onoplosbaar te maken en daarna te concentreren.

Precipitatie

Door het toevoegen van chemicaliën worden verontreinigingen onoplosbaar gemaakt. Precipitatie is geschikt voor de verwijdering van zware metalen door het doseren van natronloog, kalkmelk of natriumsulfide. Het gevormde precipitaat (metaalsulfiden en -hydroxiden) wordt bij de volgende twee processtappen verwijderd.

Coagulatie/Flocculatie

Door toevoeging van chemicaliën zoals FeCl_3 en $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ kunnen colloïdale deeltjes worden gedestabiliseerd. Onder intensief mengen zullen de deeltjes uiteindelijk aan elkaar hechten (coagulatie). Flocculatie is het proces van vlokvorming en vlogroei, dat bevorderd kan worden door langzaam te roeren en door poly-elektrolyet (PE = hulpvlokmiddel) toe te voegen.

Techniek 7: Luchtstrippen

Luchtstrippen is een techniek waarbij grondwater en lucht intensief met elkaar in contact gebracht worden. Hierbij worden de in het grondwater aanwezige vluchtige verontreinigingen overgebracht naar de lucht. In de meeste gevallen wordt de lucht nadien gezuiverd door middel van actieve kool of biofilterbed.

Techniek 8: Zandfiltratie

Zandfiltratie wordt toegepast voor het verwijderen van contaminanten zoals biomassa, fosfaat, ijzer, mangaan en zware metalen. Met behulp van een zandfilter kunnen zwevende deeltjes uit het grondwater worden verwijderd tot circa 2-5mg/l. Het grondwater stroomt verticaal naar beneden door een bed van fijn zand en/of grind. Gesuspendeerde deeltjes worden verwijderd door middel van adsorptie of fysische inkapseling. Dosereren van een coagulant kan het rendement verbeteren.

Techniek 9: Biologische waterzuivering

Onder biologische reiniging van grondwater wordt de afbraak van de milieuschadelijke organische stoffen door micro-organismen verstaan. In tegenstelling tot de meeste fysisch-chemische reinigingstechnieken vindt geen concentrering of verplaatsing van de verontreiniging naar een ander milieucompartment plaats.

3.3.9.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Techniek 1: Actief kool

Actief kool wordt dikwijls als tertiaire zuiveringstechniek gebruikt in de afvalwaterbehandeling. Recalcitrante, moeilijk afbreekbare verontreiniging kan zo uit het water worden verwijderd.

Er zijn verschillende types actief kool beschikbaar op de markt (vb. www.desotec.be), nl steenkool, hout en kokos. Algemeen kan gezegd worden dat kleinere moleculen zoals VOCl's op kokoskool beter worden geadsorbeerd (ook MTBE) en andere grotere beter op steenkool of zelfs houtskool worden verwijderd.

Actief kool is ook onder verschillende vormen verkrijgbaar, nl.:

- Granulaire actief kool:
- Geëxtrudeerde actief kool: deze kool wordt gebruikt voor algemene toepassingen zoals de verwijdering van TOC en VOS, ontgeuring, enz...
- Geïmpregneerde actief kool: actief kool kan chemisch geïmpregneerd worden om z'n activiteit te verbeteren door chemisorptie. Geïmpregneerde kool werd speciaal ontwikkeld om chemische stoffen die normaal slecht op standaard actieve kool adsorberen, toch te kunnen capteren. Enkele typische impregnaties staan hieronder vermeld.

Pellet actief kool geïmpregneerd met	KOH	K ₂ CO ₃	KM _n O ₄	H ₂ SO ₄	S
Verwijdering van:					
H ₂ S	X	X	X	X	
Organische sulfides	X				
Mercaptanen		X	X		
Zure gassen		X	X		
Ammoniak					X
Amines					X
Kwik	X				X

- Poeder actief kool: het toevoegen van actief kool in poedervorm geeft een stabielere werking van de biologische waterzuivering.

In onderstaande tabel staat vermeld welke zuiveringsresultaten zijn behaald met zuivering met actief kool. De gegevens zijn afkomstig uit de inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterzuiveringstechnieken uitgevoerd door Tauw milieu. Aangevuld met gegevens uit bestanden van het US EPA die betrekking hebben op zuivering met actief kool.

Tabel 3.14: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met actief kool (OVAM 2002e, Vito rapport nr. 2003/MIT/R/038)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
BTEX	1.400-25	10- <2	80->99,9
MTBE	96	<5	>95
Minerale olie	18.000-250	1.600- <150	85-90
PAK	1.200-10	10-0,03	98-99,8
Naftaleen	180-1	1- <0,2	97- >99,9
Hexachloorhexaan	490-80	14-0,25	88- >99,9
Chloorbenzenen	1.720-8	120- <0,5	54- >99,9
chlooralkanen	1.800-13	3- <1	95- >99,9

Actief kool is zeer gevoelig voor ijzer, Ca en zwevende deeltjes en dient dikwijls voorafgegaan te worden door een zandfiltratie-unit.

Bij een influent dat verschillende verontreinigingen bevat is het belangrijk met de verdringingsreeks rekening te houden. De verdringingsreeks is een lijst waarin verontreinigingen globaal worden ingedeeld naar toenemende binding aan kool:

- fenolen en vluchtige gechlloreerde oplosmiddelen;
- vluchtige aromaten (xyleen>tolueen>benzeen);
- naftaleen;
- zwaardere oliefracties en PAK.

Volgens Van der Gun et al. (2000) kunnen volgende concentraties in principe behaald worden met actief koolfiltratie. Hierbij werd als opmerking gegeven dat een concentratie haalbaar is dit niet wil zeggen dat dit in alle omstandigheden kosteneffectief kan gebeuren.

- Minerale olie: < 150 µg/l
- PAK: < 0,1 µg/l
- Chloorbenzenen: < 0,5 µg/l
- BTEX⁴: < 2 µg/l
- Naftaleen: < 0,2 µg/l
- Chlooralkanen: < 1 µg/l

Techniek 2: Chemische oxidatietechnieken

Chemische oxidatie is nog maar weinig toegepast in de grondwatersanering. Enkel in geval van reinigen van grondwater dat zwaar beladen is met COD (type percolaat van stort) wordt deze techniek ingezet. In principe kunnen alle oxideerbare componenten met deze techniek afgebroken worden. Naast organische verbindingen, kunnen ook anorganische componenten zoals cyanide, en ammonium geoxideerd worden. Ook cyanidecomplexen kunnen via oxidatie worden omgezet. Afbraak van courante organische grondwaterverontreinigingen zoals gechlloreerde koolwaterstoffen, BTEX (niet als puur product), minerale olie, PAK, fenolen en pesticiden is reeds aangetoond.

Bij cyanide-oxidatie met hypochloorzuur zijn concentraties tot 100 µg/l haalbaar. Met het katalytische oxidatieproces zijn de volgende resultaten behaald:

Tabel 3.15: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met katalytische oxidatie (Van der Gun et al., 2000, OVAM 2002e)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
Benzeen	1.100	1,1	99,9
PAK's	300	3,0	99
Monochloorbenzeen	6.000	1,2	99,98
Dichloorethaan	200	1-10	95-99,5
1,1,1-trichloorethaan	5.000	1-10	99-99,9
Cyanide	7.000	25	99,5

Voor het behandelen van grondwater met ozon/UV zijn de volgende waarden gevonden:

Tabel 3.16: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met ozon/UV (Van der Gun et al., 2000 en Vito rapport nr. 2003/MIT/R/038)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
Monochloorbenzeen	7.900	1,0	>99
1,1-dichloorethaan	11	4,4	60
1,1,1-trichloorethaan	3,6	0,6	85
1,1,1-trichloorethyleen	7.750-150	60- <5	99,2- >99,9

⁴ niet als puur product

Tabel 3.16: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met ozon/UV (Van der Gun et al., 2000 en Vito rapport nr. 2003/MIT/R/038) (vervolg)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
Fenol	27-5.000	0,5- <100	98- >98
Chloorfenolen	100-500	0,1-0,3	>99,9
Alkylfenolen	320	0,2	>99,9
BTEX	11.500-3.900	35-1	99,7- >99,9
MTBE	10.000	< 50	> 99,5
Extraheerbaar organisch chloor	810	3,3	99,6
Naftaleen	25	0,5	98

Van der Gun et al. (2002) concludeert dat de volgende concentraties in principe haalbaar zijn met chemische oxidatie.

- BTEX: 1 µg/l
- Naftaleen: <1 µg/l
- Chlooralkenen: <5 µg/l
- Chloorbenzeen: 1 µg/l
- PAK's: <5 µg/l
- Chloorfenolen: <1 µg/l
- Cyanide: 100 µg/l

Techniek 3: Ionenwisseling

Deze techniek wordt weinig toegepast bij de zuivering van grondwater.

Concentraties van kat- en anionen tot maximaal ca. 10 tot 20 g/l kunnen worden verwijderd. De volgende verbindingen kunnen met behulp van ionenwisseling worden verwijderd:

- metalen en verbindingen daarvan;
- metalloïden en verbindingen daarvan;
- zouten;
- zuren (ook organisch);
- basen (ook organisch);
- organische verontreinigingen.

Het verwijderingsrendement wordt hoofdzakelijk bepaald door de capaciteit en de selectiviteit van de ionenwisselaar (type hars) en het voorkomen van nevenverontreinigingen. Algemeen geldende waarden voor de rendementen van een ionenwisselaar liggen tussen de 80 en meer dan 99 procent. Wanneer ionenwisseling wordt toegepast als zuiveringsstap zijn concentraties lager dan 10 µg/l haalbaar (Van der Gun et al., 2000).

Techniek 4: Membraanfiltratie

Microfiltratie wordt toegepast voor het afscheiden van deeltjes met een grootte van 0,1 tot 10 µm, zoals colloïdale deeltjes en micro-organismen. Zware metalen kunnen enkel verwijderd worden, als ze eerst neergeslagen worden. Het afscheidend vermogen van een microfiltratiemembraan is vergelijkbaar met dat van een zandfilter.

Ultrafiltratie wordt toegepast voor het afscheiden van deeltjes met een grootte van 0,005 tot 0,3 µm. Ook zware metalen kunnen verwijderd worden door deze eerst neer te slaan.

Bij nanofiltratie worden deeltjes tot ca. 0,5 µm tegengehouden. Het membraan is namelijk alleen doorlaatbaar voor monovalente ionen en water. Zware metalen kunnen in principe ver-

wijderd worden, maar dit is afhankelijk van het membraantype. Nanofiltratie wordt meestal toegepast voor ontharding of COD-reductie.

Bij omgekeerde osmose wordt een membraan gebruikt dat alleen doorlaatbaar is voor water. Zelfs zouten en laagmoleculaire stoffen worden tegengehouden. Dit levert dus een zeer zuiver permeaat op, vrij van organische en anorganische stoffen. De gehanteerde drukken liggen tussen 10 en 100 bar (1-10Mpa). Er is 50m²/m³ membraanoppervlak nodig per m³/u te reinigen grondwater.

De zuiveringsrendementen variëren sterk, afhankelijk van de toepassing. Hoewel de ervaring met membraanfiltratie voor grondwaterzuivering zeer beperkt is, lijkt het erop dat rendementen van 90 tot 99% haalbaar zijn mits keuze van de juiste membraan. Omgekeerde osmose is het meest geschikt voor het zuiveren van stromen met een mengsel van contaminanten in lage concentraties maar een dure techniek voor grondwaterzuivering.

Afhankelijk van het type component, de beginconcentratie en de voorbehandeling van het water, zijn concentraties lager dan 1 mg/l zeker haalbaar. Voor omgekeerde osmose kan de vervuilingsgraad in principe gereduceerd worden tot een losbaar concentratieniveau, eventueel via het gebruik van meerdere eenheden in serie. Zware metalen kunnen verwijderd worden tot effluentconcentraties onder 10 µg/l. De techniek wordt namelijk toegepast voor effluent polishing en voor het bekomen van ultrapuur water.

Een goede voorbehandeling vormt een vereiste voor een succesvolle toepassing van membraan-technologie, voorkomen van vervuiling van het membraan is hierbij het hoofddoel. Voor-oxydatie en bezinken van ijzer kan voorkomen dat ijzeroxiden neerslaan op het membraan. Gesuspendeerd materiaal kan verwijderd worden via eenvoudige zandfiltratie.

Tot nu toe zijn er nog niet veel grondwatersaneringen uitgevoerd met zuivering via membraanfiltratie. Er is ervaring bij waterzuivering en reiniging van percolaatwater. Hieronder wordt een overzicht gegeven van tot nu toe uitgevoerde zuiveringen met omgekeerde osmose (Van der Gun et al., 2000):

- Bij een piloot-experiment met omgekeerde osmose in de Volgermeerpolder (Nederland) werden de hieronder vermelde retenties over twee stappen gevonden. Er zijn geen gegevens bekend over de recovery van het systeem.
 - benzeen 86-96%
 - EOX⁵ 67-79%
 - fenantreen > 99,7%
 - chloorbenzenen 74-93%
 - monochloorfenol 0%
- Uit een onderzoek naar praktische toepassingen van membraantechnieken in de metaalbewerkende industrie werden uit inventarisatie bij 170 bedrijven in Nederland die omgekeerde osmose toepassen de volgende resultaten opgetekend:
 - nikkel 95-99%
 - zink 96%
 - koper >99%
 - chroomzuur 95-98%
 - cyanide 97%

⁵ extraheerbare organische halogenen

- Voorbeeld: Bij een behandeling van percolatiewater werd gebruikgemaakt van een hyperfiltratie-unit bestaande uit twee secties, een eerste sectie met buisvormige membranen die in staat is niet-voorgezuiverd water zodanig te behandelen dat een op oppervlaktewater losbaar permeaat ontstaat. Het concentraat werd teruggevoerd naar het stort. De retentiefactoren die een losbaar permeaat opleverden lag op 6 in de eerste en op 8 in de tweede sector. Op basis van piloot-experimenten is uiteindelijk voor een twee sectie-opzet gekozen, waarbij het percolatiewater wordt gezuiverd tot losbare kwaliteit. De volgende retenties werden hierbij gegarandeerd:
 - cadmium, chroom, koper, lood, nikkel en zink 99%
 - kwik 35%
 - arseen 90%
 - organische oplosmiddelen 85%
 - PAK's 95%
 - EOX 95%
 - minerale olie 99,5%

- Uit een onderzoek door Grondmij volgden uit een continu experiment op pilotschaal de volgende membraanretenties:
 - BTEX, fenol en naftaleen 0-10%
 - acenafteen en acenaftaleen 70%
 - PAK 70%
 - cyanide (vrij) 98%
 - cyanide (totaal) 97%

De vluchtige componenten werden nauwelijks tegengehouden, terwijl voor de minder vluchtige PAK's en cyanide goede resultaten werden bereikt.

Over het algemeen worden in de literatuur slechts retenties van de verontreinigingen gegeven. De recovery wordt zelden vermeld. Hierdoor is het moeilijk een algemene beschouwing van de effectiviteit van omgekeerde osmose te geven. In het algemeen kan worden gezegd dat de recovery hoger zal zijn naarmate de influentconcentratie lager is. Toepassing van omgekeerde osmose lijkt daarom het meest geschikt voor het concentreren van stromen met een mengsel aan verontreinigingen en lage concentraties verontreinigingen. De kosten van de installatie moeten worden terugverdiend door een volumereductie van het te reinigen grondwater, waardoor kan worden bespaard op de reinigingskosten.

Uit het bovenstaande overzicht van tot nu toe uitgevoerde zuiveringen blijkt dat de meeste zware metalen over het algemeen goed kunnen worden verwijderd; uitzonderingen zijn kwik en arseen. Ook de zwaardere organische stoffen als PAK, aromatische chloorkoolwaterstoffen en pesticiden worden redelijk tot goed verwijderd, cyanide wordt zeer goed verwijderd.

Voor vluchtige componenten zoals BTEX, fenol en naftaleen zijn wisselende resultaten gevonden. Voor deze laatste stoffen geldt dat het membraanmateriaal bepalend kan zijn voor het succes van de techniek. De retentie van deze stoffen ligt tussen de 90 en 99%, deze efficiënties zijn echter sterk afhankelijk van de influentconcentratie en de maximaal toepasbare druk op het systeem.

Techniek 5: Olie/waterafscheider

De techniek kan worden ingezet wanneer de verontreiniging (BTEX en minerale olie) niet in de vorm van een emulsie aanwezig is in het grondwater. De stijgsnelheid van de verontreiniging

moet groter zijn dan de oppervlaktebelasting om afscheiding te verkrijgen. De werking van het systeem is niet afhankelijk van het ijzer- en mangaangehalte, alsmede de hardheid van het water.

Passieve/geforceerde ventilatie kan noodzakelijk zijn in het geval er vluchtige polluenten aanwezig zijn.

Met een gravitatieseparator kunnen effluentconcentraties van 100 mg/l minerale olie gehaald worden. Voor platenseparatoren en coalescentie afscheiders zijn concentraties van respectievelijk 20 mg/l en 5 à 20 mg/l haalbaar. Rendementen liggen tussen 50 tot 90%.

Techniek 6: Precipitatie, coagulatie, flocculatie

Precipitatie wordt bij grondwatersanering hoofdzakelijk toegepast om zware metalen te verwijderen. Door insluiting in en adsorptie aan het precipitaat kunnen opgeloste stoffen en organische verbindingen verwijderd worden.

Bij optimale sanering zijn rendementen van meer dan 99,5% mogelijk. Deze waarde hangt af van:

- Het oplosbaarheidsproduct van het precipitaat. De eindconcentratie van de toegevoegde chemicaliën bepaalt de concentratie van het te verwijderen ion in het effluent.
- Het rendement van de verwijdering van het precipitaat door middel van bezinking en /of filtratie.

Coagulatie/flocculatie dient altijd gebruikt te worden in combinatie met een nabehandelingstap om de gevormde vlokken en het zwevend stof uit het water te verwijderen. De nabehandeling kan bestaan uit een lamellenafscheider, filtratie over een zandfilter, flotatie of membraanfiltratie. Het gevormde slib zal waarschijnlijk als gevaarlijke afvalstof worden gekwalificeerd met als gevolg dat rekening moet worden gehouden met kosten voor de verwerking ervan.

In onderstaande tabel worden de resultaten vermeld die in de praktijk zijn gehaald.

Tabel 3.17: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met precipitatie en coagulatie/flocculatie met nabehandeling (Van der Gun et al., 2000, OVAM 2002e)

Verontreiniging	Influent ($\mu\text{g/l}$)	Effluent ($\mu\text{g/l}$)	Rendement (%)
Cadmium	750-500	14-8	98
Lood	5.900	200	97
Chroom	3.000	10 ^a	>99,5
Koper	1.400	300 ^a	80
Nikkel	5.500-250	630-100 ^a	10-95
Zink	250.000-2.000	6400-70	96-97
Cyanide	1.500-45	100-5	90-93

a. nabehandeling met zandfiltratie en actieve kool

Techniek 7: Luchtstrippen

De techniek wordt ingezet bij vluchtige contaminanten, die een Henry-coëfficiënt hebben die groter is dan 100 J/mol (0,001 atm.m³/mol) en een dampspanning groter dan 100 N/m². Het concentratiebereik waarbinnen de striptechniek kan worden toegepast, loopt van een tiental microgram tot een tiental mg/l.

Onder optimale omstandigheden kan met strippen een rendement boven de 99% behaald worden. In onderstaande tabel worden de resultaten weergegeven van zuiveren met striptorens. De

gegevens zijn afkomstig van de US EPA en de inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu. Zoals te verwachten blijkt dat de verontreinigingen met een lage Henry coëfficiënt minder goed te worden verwijderd.

Tabel 3.18: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging kolomstrippers, inclusief nabehandeling (Van der Gun et al., 2000, OVAM 2002e)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
1,1-dichlooretheen	3175-8	2,0-<1	>88-99,9
Cis-1,2-dichloorethaan	9.000-600	<1-120	80->99,9
1,1,1-trichloorethaan	2.600-670	200-<1	92->99,9
Trichlooretheen	9.000-52	7-<1	98->99,9
Tetrachlooretheen	2.800-41	3-<1	98->99,9
1,2-dichloorpropaan	20	<1	>95,0
Methyleenchloride	272-200	<25-<1	>91->99,5
Xylenen	2.450-17	300-<0,5	88->99,5
Tolueen	16.285-287	270-0,66	96-99,8
Benzeen	17.333-169	52-0,44	>99,5
Ethylbenzenen	470-25	2-<0,5	>99
MTBE	900 -090	90- <10	90%
Vluchtige minerale olie	41.000-450	100-<50	>90-99,8
2,4-dimethylfenol	31-39	<18-32	18->42
Naftaleen	65-6	27-<0,5	60->90
Fenol	60-16	39-<10	35->40

Van der Gun et al. (2000) vermeldt als besluit dat de volgende concentraties haalbaar zijn met zuivering via luchtstrippen.

- Vluchtige minerale olie 100 µg/l 90-99,9%
- BTEX-totaal 2 µg/l 90-99,9%
- Naftaleen < 0,5 µg/l 60- >90%
- Vluchtige CKW < 1 µg/l 90- >99,9%

Techniek 8: Zandfiltratie

Zandfiltratie wordt toegepast voor het verwijderen van contaminanten zoals biomassa, fosfaat, ijzer, mangaan en zware metalen. De meest gebruikte toepassing is de ontijzering. Zware metalen kunnen verwijderd worden mits voorafgaandelijke precipitatie via loog- of sulfidedosering. In bepaalde gevallen worden continue zandfilters geïnoculeerd met biomassa en toegepast voor verwijdering van nitraat of zware metalen (Dynasand filter).

Het rendement hangt sterk af van de te verwijderen componenten. Rendementen kunnen dan ook variëren van 50 tot 95%. Met behulp van een zandfilter kunnen zwevende deeltjes uit het grondwater worden verwijderd tot ca. 2-5 mg/l (Van der Gun et al., 2000).

Techniek 9: Biologische waterzuivering

In onderstaande tabel is aangegeven welke verbindingen in principe door middel van biologische zuivering uit grondwater zijn te verwijderen.

Tabel 3.19: Afbraak van verontreiniging door middel van biologische zuivering (Van der Gun et al., 2000)

Alcoholen	Zeer goed
Alifaten	Slecht tot goed
Aromaten	Goed tot zeer goed
Ethers	Goed
Fenolen	Zeer goed
Ftalaten	Goed
PAK, laag kookpunt	Goed
PAK, hoog kookpunt	Slecht
Vluchtige gechloreerde KWS	Zeer slecht tot goed
Gechloreerde bestrijdingsmiddelen	Zeer slecht tot goed
Minerale olie	Matig tot goed

Het rendement van biologische reiniging is afhankelijk van het type en de concentratie van de verontreiniging (intoxicatiegevaar voor biomassa) alsook de temperatuur.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de rendementen bij de verschillende biologisch afbreekbare verontreinigingen.

Tabel 3.20: Influent, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met een biorotor (Van der Gun et al., 2000 en Vito rapport nr. 2003/MIT/R/038)

Verontreiniging	Influent (µg/l)	Effluent (µg/l)	Rendement (%)
Benzeen	440-110	0,2-26	87- >99
BTEX-totaal	1400-200	0,1-50	75- >99,5
MTBE			75 -95%
Naftaleen	200-34	<0,1-12	78- >99,5
Chloorbenzeen	470-83	1-53	88- >99
PAK	1300-10	0,1-72	64- >99,5
2,4 dimethylfenol	5260	<10	>99,8
Pentachloorfenol	18	8	56
Fenol	18	1,8	90
Hexachloorcyclohexaan	120	77	35
Minerale olie in mg/l	10-7	0,8-2	77-89
Cyanide in mg/l	16,5-1,1	2,3-0,5	60-86

Van der Gun et al. geeft aan dat onderstaande concentraties haalbaar zijn met behulp van biologische zuivering.

– Minerale olie	50 µg/l	50-90%
– BTEX-totaal	2 µg/l	85- >99,5%
– Naftaleen	< 0,1 µg/l	85- >99,5%
– PAK	< 0,1 µg/l	65- >99,5%
– Chloorbenzenen	10 µg/l	90- >99%

Voor rendementen voor CZV en BZV verwijdering via biologische waterzuivering verwijzen wij naar de Gids Waterzuiveringstechnieken (Derden et al., 2000).

Onderstaande tabel (Van der Gun et al., 2000) geeft een overzicht van in praktijk haalbare rendementen met de hierboven beschreven technieken per pollutant. De rendementen zijn afhankelijk van de uitvoeringsvorm, dimensionering, influentconcentraties en de aanwezigheid van opgeloste deeltjes, Ca en Fe. De aangegeven rendementen zijn van toepassing voor 1 unit. Indien echter de influentconcentratie hoog is, is het nodig en nog rendabel om twee of meerdere eenheden in te zetten. Zulke situatie wordt dan ook geval per geval bekeken. Hierbij moet worden opgemerkt dat de de haalbare effluentconcentraties logischerwijs sterk afhankelijk zijn van de influentconcentratie en het haalbare verwijderingsrendement.

Verontreiniging	Techniek	Rendement (%)
BTEX	Biologische zuivering	99
	Strippen	95-98
	Actieve koolfiltratie	95
	Chemische oxidatie	99,9
	Olie/water afscheider	50-90
Minerale olie	Biologische zuivering	89
	Actieve koolfiltratie	95
	Strippen (voor 6-12 C, vluchtige minerale olie)	90
	Olie/water afscheider	50-90
VOCL	Strippen	95-98
	Chemische oxidatie	>99,5
	Actieve kool	80
PAK	Zandfiltratie/actieve kool	95
	Biologische zuivering + zandfiltratie/actieve kool	>99,5
	Chemische oxidatie	99
Metalen – cadmium – overige metalen	Ionenwisseling	97
	Precipitatie/coalgulatie/flocculatie/ zandfiltratie	90-98
Bestrijdingsmiddelen	Zandfiltratie/actieve kool	> 99,9
MTBE	Actieve kool	> 95
	strippen	90

3.3.9.3. Kosten

Kosten blijken sterk afhankelijk van de lokale situatie. De concentratie aan verontreinigingen in het influent, de geëiste effluentconcentratie en het te behandelen debiet spelen een belangrijke rol in de kostprijs.

Techniek 1: Actief kool

De kostprijzen variëren sterk en zijn afhankelijk van opgelegde lozingsnormen, beladingsgraad en debieten.

Kostprijs voor behandeling van vervuild grondwater via actief kool, gebaseerd op de huurprijzen van (verhuurgids, 2004) worden hieronder weergegeven voor verschillende debieten⁶:

- debiet 5-10 m³/u 0,32-0,18 euro/m³
- debiet 10-30 m³/u 0,13-0,07 euro/m³
- debiet 40-50 m³/u 0,06-0,05 euro/m³

⁶ kosten vanaf 50 weken huur, inclusief energie- en onderhoudskost

De prijs van actief kool varieert van 1,28 euro/kg (450 kg/m³) voor bruinkool tot 2,06 euro/kg (400 kg/m³) voor geregenereerde kool. Voor het afvoeren van het actief kool wordt gemiddeld 0,1 euro/kg gerekend bij storten en 0,5 euro/kg bij afvoer als chemisch afval. Vaak wordt aan-geraden om actief kool filter te gebruiken met een voorgeschakelde zandfilter (inclusief influent-, effluent-, en vuilbuffer evenals spoelpomp) wat een meerkost betekent afhankelijk van het debiet van:

- debiet 5-10 m³/u 0,72-0,41 euro/m³
- debiet 15-25 m³/u 0,32-0,22 euro/m³
- debiet 30-50 m³/u 0,21-0,14 euro/m³

De techniek is duidelijk duurder als de influentconcentraties hoog zijn of als de beladingsgraad van de actieve kool laag is. De gemiddelde totale kosten kunnen oplopen tot 4 euro per m³ behandeld water.

Één op twee dient er een voorafgaande zandfiltratie te worden voorzien om eventuele verstopping van de filters door Fe-neerslag of gesuspendeerde partikels te vermijden. Hierdoor zal de kost 4 à 5 keer toenemen.

Techniek 2: Chemische oxidatietechnieken

Chemische oxidatie is een relatief dure techniek. Op basis van de beperkte bedrijfservaring worden de kosten geschat op 1,5 tot 3 euro/m³ voor de zuivering van PAK en aromaten in een concentratiebereik van 100 tot 10.000 µg/l. Volgens het handboek bodemsaneringstechnieken (Van der Gun et al., 2000) wordt de kostprijs voornamelijk bepaald door het chemicaliënverbruik. De kosten zijn dus sterk afhankelijk van de influentconcentraties en het type van de verontreiniging; als richtprijs wordt hiervoor 0,5 tot 0,75 euro per m³ gerekend.

Techniek 3: Ionenwisseling

Ionenwisseling is duur ten opzichte van andere vergelijkbare processen, oa. door de hoge investeringskosten en de kosten voor behandeling van het regeneraat. Algemeen hangen de kosten af van het type verontreiniging, van de concentratie, van het hars, het debiet, de zuiveringsperiode, nevenverontreinigingen en de frequentie van regeneratie. Vermits de kosten evenredig zijn met de hoeveelheid te verwijderen ionen, is de methode vooral geschikt voor grondwaters met lage concentraties aan ionen, bij lage debieten of als nabehandeling. De kosten kunnen oplopen van 1 tot 3 euro/m³ gezuiverd grondwater. Afvoer van de was- en regeneratievloeistof kost ongeveer 250 euro/m³.

Voor een systeem bestaande uit 2 ionenwisselaars van 2 m³ in serie met een capaciteit van 0,5 mol zware metalen per l hars werden de kosten voor een sanering van 1 tot 50 mg/l modelmatig geschat op 1 tot 1,5 euro/m³ gezuiverd grondwater (Meerder et al., 1995a, 1995b).

Ook bij deze techniek dient te worden vermeld dat er vaak voorafgaand een zandfiltratie dient te worden voorzien ter voorkoming van verstopping wat de kostprijs sterk doet toenemen (prijs × 4 à 5).

Techniek 4: Membraanfiltratie

De kosten zijn afhankelijk van het systeem, het debiet, het type membraan en de beginconcentratie van de verontreiniging, maar ten opzichte van vergelijkbare technieken is membraanfiltratie duur. Kostenbepalende factoren zijn zowel de investeringskost als onderhoudskosten als de kosten voorbehandeling van de concentraatstroom. Voor een omgekeerde osmose installatie

met een capaciteit groter dan 1 m³/h liggen de investeringskosten tussen 500 en 2500 euro/m² membraanoppervlak. Voor kleinere installaties liggen deze kosten nog enkele malen hoger. De totale kosten liggen tussen 1 en 7,5 euro per m³ gezuiverd grondwater, afhankelijk van systeem, capaciteit, beginconcentratie aan verontreinigingen en afschrijftermijn.

Techniek 5: Olie/waterafscheider

De kosten voor skimmers liggen afhankelijk van de uitvoering tussen 1,5 en 5 Keuro. Zwaartekrachtafscheiders kosten tussen 1,5 en 4 Keuro bij een debiet van 5 m³/u. Voor platen-separatoren moet men rekenen op 2,5 tot 50 Keuro voor debieten van 1 tot 50 m³/u. De kosten voor coalescentie afscheiders variëren van 5 Keuro bij een debiet van 1 m³/u tot 75 Keuro bij een debiet van 50 m³/u.

Uitgedrukt per m³ behandeld water worden de volgende kosten, inclusief een nageschakelde pompbuffer en een opvoerpomp en exclusief afvoerkosten voor de oliedrijflaag, gehanteerd in functie van het debiet (verhuurgids, 2004):

- debiet 5-15 m³/u: 0,54-0,20 euro/m³
- debiet 20-30 m³/u: 0,16-0,107 euro/m³
- debiet 40-50 m³/u: 0,107-0,08 euro/m³

Standaard is een zandvang in deze installatie opgenomen.

Techniek 6: Precipitatie, coagulatie, flocculatie

De kosten voor coagulatie/flocculatie, gecombineerd met precipitatie, bedragen tussen 1,2 en 3,5 euro/m³ gezuiverd grondwater. De kosten worden vooral bepaald door het chemicaliënverbruik. Indicatieve kosten, modelmatig bepaald voor een sulfide- en hydroxideprecipitatie, liggen tussen 0,5 en 1,5 euro/m³. Als bijkomend een zandfilter wordt gebruikt, liggen de kosten 0,25 tot 1 euro/m³ hoger. Aanvullend gebruik van een ionenwisselaar verhoogt de kosten met 1 tot 2,5 euro/m³.

Lozingsnormen, zuiveringsperiodes en debieten hebben een grote invloed op de kostprijs. Vanaf 100 mg/l influentconcentraties stijgen de kosten zeer sterk omwille van het grote aandeel van de afvalkosten.

Techniek 7: Luchtstrippen

Ten opzichte van vergelijkbare technieken zijn de kosten van luchtstrippen middelmatig. Ze zijn afhankelijk van het gewenste zuiveringsrendement en effluentconcentratieniveau, van het debiet en van de zuiveringsperiode. luchtbehandeling, voorbehandeling van het water en onderhoud geassocieerd met verstopping van de stripper kunnen de kosten sterk verhogen. Globale kosten voor een enkelvoudige striptoren of een striptoren gecombineerd met luchtzijdig actief kool of biofilter werden berekend in onderstaande tabel (verhuurgids):

Debiet (m ³ /u)	Kost in euro/m ³		
	Striptoren	+LAK	+ Biofilter
5-10	0,45-0,25	0,57-0,30	0,53-0,30
15-20	0,18-0,13	0,25-0,18	0,25-0,17
30-50	0,11-0,09	0,20-0,12	0,16-0,11

LAK: luchtzijdig actief kool; Biofilter inclusief compost vulling materiaal; Kosten gebaseerd op huur installatie vanaf 50 weken, inclusief energiekost, onderhoud door techniker 1x/2 weken. Zonder kost onttrekkingspomp inbegrepen. Stripper met LAK vergt vaak het gebruik van een heater hetgeen een meerkost meebrengt afhankelijk van het debiet van 0.04 tot 0.03 euro/m³.

Afhankelijk van de influent concentratie, van het type component, en van de te behalen norm zal het naschakelen van een aantal striptorens in serie noodzakelijk zijn om een bepaald rendement te halen (Tabel 3.18) hetgeen de kostprijs evenredig doet stijgen.

Techniek 8: Zandfiltratie

De totale kosten ten opzichte van vergelijkbare technieken zijn middelmatig en afhankelijk van het debiet en de concentratie aan zwevende stoffen. De volgende kostprijzen werden berekend (verhuurgids), exclusief afvoerkosten, voor courante debieten:

- debiet 5-10 m³/u: 0,75-0,40
- debiet 15-25 m³/u: 0,35-0,25
- debiet 30-50 m³/u: 0,25-0,15

Deze kostprijs omvat een zandfilter met automatische spoeling, energiekost en onderhoudskost (1x/2 weken). Inclusief bovenstaande prijs is ook influent-, effluent-, vuilwaterbuffer en spoel-pomp.

Andere bronnen stellen dat de inzet van een zandfilter voor grondwaterzuivering met een debiet van 10m³ 25 à 35 eurocent per m³ kost.

Techniek 9: Biologische waterzuivering

De kosten zijn uiteraard afhankelijk van het debiet, saneringsduur, influentconcentratie en de vereiste effluentwaarde en variëren tussen 0,18 en 4,25 euro/m³ (Meerder et al. 1995a, 195b). Het is vaak niet duidelijk of deze prijzen enkel gelden voor de hoofdzuivering dan wel voor de hele installatie. Ten opzichte van vergelijkbare technieken zijn de kosten laag voor een biorotor, en middelmatig voor een biofilter. Voor de verwijdering van minerale olie bij influentconcentratie van 1-50 mg/l worden de kosten van een biologische zuivering met biorotor en nabezinking modelmatig geschat op 0,5 en 1,25 euro/m³. Kostprijzen voor de verwijdering van 100-10.000 µg/l BTEX en van 1000-5000 µg/l MTBE liggen in dezelfde grootteorde.

De kosten voor de verwijdering van 30 mg/l aromaten met een droogfilter bij een debiet van 5 m³/u worden geschat op 1,35 euro/m³, inclusief voorbehandeling. Voor een ondergedompeld filter dalen de kosten voor sanering van 1 à 15 mg/l BTEX van 3 naar 0,45 euro/m³ als het debiet toeneemt van 2 naar 20 m³/u.

Volgens Van Deynze et al. (1998) kunnen verschillende debietsranges de volgende kosten voor biofilmsystemen gehanteerd worden:

- debiet < 10 m³/u: 25 eurocent
- debiet 10-25 m³/u: 20 eurocent
- debiet 25-50 m³/u: 15 eurocent

Overzicht:

Door het OVB (2004) werd ons volgend overzicht voor kosten aangeleverd voor waterzuiveringstechnieken voor installatie voor een debiet van 5 m³ per uur en voor een periode van 6 maand.

Tabel 3.21: Overzicht kostenprijzen gebruikte waterzuiveringstechnieken, OVB 2004

Techniek	Exploitatiekosten per maand	Energie	Hulpstoffen
Actief kool	€ 500-600	1 kWh	€ 2,5 à 4,5 inclusief verwerking en wisseling afhankelijk van type
Ionenwisseling	€ 500 à 600	1 kWh	€ 10 à 20 per liter hars, exclusief verwerking en regeneratie (ca. € 250 /m ³)
Olief/waterafscheider	€ 250 à 300	0	Afvoer en olieverwerking € 1 per liter
Precipitatie	€ 3000 tot 5000	3 kWh	Chemicaliën
Luchtstrippen	€ 500-600	2 kWh	
Zandfiltratie Automatische spoelbare inclusief beluchting	€ 1000 tot 1500	1,5 kWh	Zandvulling € 250 per m ³
Biologische waterzuivering	€ 800-1200	1,5 kWh	Nutriënten

3.3.9.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Techniek 1: Actief kool

Voor het overbruggen van de hoogte van het koolfilter en leidingsweerstand is pompenergie nodig, het energieverbruik hiervan bedraagt ca. 0,05 kWh.

Wanneer de verzadigde actieve kool niet wordt geregenereerd komt de kool als afval vrij. In de meeste gevallen wordt de kool verbrand. Bij een verhoogd ijzergehalte (> 1 mg/l Fe) in het grondwater is een ontijzeringsstap voor het koolfilter nodig waardoor ijzerslib instaat. Dit slib wordt vanwege de relatief geringe hoeveelheden meestal gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt.

Geluidshinder door gebruikte pompen kan een oorzaak zijn van overlast. Door afdoende isolering kan deze hinder voorkomen worden.

Naar veiligheid toe vormt deze techniek geen problemen.

Techniek 2: Chemische oxidatietechnieken

Bij gebruik van ozon als oxidator komt een ozon-restemissie vrij. Ozon is een toxische stof en wordt in de beschreven systemen verwijderd via katalytische ozondestructie. Vluchtige stoffen, zoals chlooralkanen, kunnen uit het grondwater worden gestript en een emissie naar de lucht geven. Beide systemen geven slechts een kleine restemissie.

Niet oxideerbare verontreinigingen kunnen in het effluent achterblijven. Indien het influent gechloreerde koolwaterstoffen bevat, wordt de zoutvracht van het water verhoogd. Bij onvoldoende oxidatie kunnen organische zuren ontstaan.

Het energieverbruik van een ozongenerator is hoog en hangt af van de influentconcentraties van de verontreinigingen. De energiebehoefte ligt rond 1 kWh/m³ en kan voor sterk vervuuld water oplopen tot 4 kWh/m³.

Een voordeel van chemische oxidatie is dat verontreinigingen geheel worden omgezet naar CO₂, water en eventueel chloriden, zodat geen afval ontstaat.

De gebruikte chemicaliën of zuurstof dienen te worden gestockeerd.

Bij correct gebruik is dit een veilige zuiveringstechniek. Echter op dit moment is er in Vlaanderen nog weinig praktijkervaring. In het verleden zijn reeds verschillende ernstige ongevallen geregistreerd bij verkeerd gebruik (vb. USA) (OVB-VEB, 2004).

Techniek 3: Ionenwisseling

Bij het regenereren van de ionenwisselaar gaan de geadsorbeerde stoffen weer in oplossing. Het volume van het regeneraat waarin de verontreiniging aanwezig is, is enkele procenten van de oorspronkelijke doorstroomde hoeveelheid en dient verder verwerkt te worden. De lozingsvoorwaarden die gelden voor bedrijven die deze afvalstroom verwerken bepaalt de uiteindelijke emissie naar water.

Het energieverbruik bedraagt ca. 0,1 kWh/m³ en bestaat hoofdzakelijk uit elektrische energie voor het aandrijven van de pompen. Het energieverbruik is afhankelijk van het debiet van de verpompte vloeistof en de drukval over het ionenwisselaarsysteem.

Metaalionen uit het regeneraat zullen door verdere zuivering in vaste afvalstof terechtkomen. Bij precipitatie zullen dit over het algemeen metaalhydroxyde-sliben zijn. De verzadigde harsen zullen als afval moeten worden verwijderd.

Ionenwisseling is een veilige zuiveringstechniek.

Techniek 4: Membraanfiltratie

Naast de gezuiverde waterstroom bekomt men een geconcentreerde stroom (10 à 70% van influentvolume) die verder gezuiverd dient te worden. Bij het reinigen van de membraan komt spoelwater vrij en tevens reinigingsvloeistof.

De voorbehandeling van het rondwater levert eventueel ijzerslib op. Bij een coagulatie/flocculatie/precipitatie nabehandeling komt eveneens slib vrij.

Het energieverbruik is hoog en kan oplopen tot 10 kWh/m³.

Deze techniek geeft geen veiligheidsproblemen.

Techniek 5: Olie/waterafscheider

De verwijderde oliehoudende verontreinigingen moeten afgevoerd worden en gestort of verwerkt worden.

In geval vluchtige organische stoffen in het grondwater voorkomen, kan het nodig zijn om de lucht van de olie-waterafscheider af te zuigen en te reinigen met een luchtzijdige actieve koolfilter.

Het energieverbruik is laag.

Er zijn geen veiligheidsrisico's verbonden bij de uitvoering van deze techniek.

Techniek 6: Precipitatie, coagulatie, flocculatie

Precipitatie

De restconcentratie van de verontreiniging en de overmaat toegediend reagens bepalen de emissie naar het water. De totale hoeveelheid ionen die in het effluent aanwezig is, zal globaal gelijk

zijn aan de oorspronkelijk in het grondwater aanwezige hoeveelheid. De schadelijke ionen zijn echter vervangen door ionen die minder milieubelastend zijn.

Bij het gebruik van sulfiden kan H_2S vrijkomen. Aangezien de lage reukgrens (0,1 ppm) en de hoge giftigheid (MAC-waarde 10 ppm) van deze stof moet emissie worden voorkomen. Stankoverlast door H_2S kan worden voorkomen door het instellen van de juiste pH.

De geluidsoverlast van pompen en roerwerk kan door afdoende isolatie tot een aanvaardbaar niveau beperkt blijven.

Coagulatie/flocculatie

Door toevoeging van coagulatie- en flocculatiehulpstoffen zal het zoutgehalte van het effluent toenemen. Door voorbezinking kan de hoeveelheid benodigde hulpstoffen verminderd worden. Wanneer vluchtige verontreinigingen in het grondwater voorkomen zullen deze deels uit het grondwater worden verdampt door het intensieve roeren. Door het proces uit te voeren in een geventileerde, afgesloten ruimte zijn deze emissies te beheersen.

Een intrinsieke eigenschap van de coagulatie/flocculatietechniek is het overbrengen van verontreinigingen in de vloeistof fase naar de vaste fase (slib). Het gevormde slib bestaat naast water voor het grootste gedeelte uit ijzerverbindingen. Afhankelijk van de aard van het influent zal dit slib als chemisch afval moeten gestort worden.

Het energieverbruik nodig voor mixers en (doseer)pompen bedraagt ca. 6 kWh/m³ behandeld grondwater.

Het door de pompen en roerwerken veroorzaakte geluid kan door aangepaste isolatie tot een aanvaardbaar niveau worden teruggebracht.

Techniek 7: Luchtstrippen

Het effluent kan restconcentraties van minder vluchtige verbindingen bevatten. In de praktijk wordt vaak een actieve koolfilter nageschakeld; op deze manier worden emissies naar water die worden veroorzaakt door fluctuaties in de influentconcentratie voorkomen.

De vluchtige contaminanten worden door het strippen overgebracht van de water- naar de lucht-fase. De naschakeling van een actieve koolfilter of biofilter (in het geval van biologisch afbreekbare verontreinigingen) is meer dan 90% van de emissies te voorkomen.

Bij toepassing van actieve kool voor nazuivering van de lucht raakt het kool verontreinigd met de verwijderde vluchtige verbindingen. De actieve kool moet worden verbrand of geregeneerd. Doordat regeneratiemogelijkheden sterk toenemen, zal de afvalproductie aanzienlijk verminderen. Bij toepassing van een biofilter zal vervanging van het filter een niet-verontreinigde reststroom geven. Wanneer veel ijzer in het grondwater zit, worden luchtstrippers periodiek gespoeld met zuur om verstopping te voorkomen, dit brengt een zure afvalstroom en ijzerslib met zich mee.

Er is energie nodig voor het oppompen van het grondwater naar de strippers, de aandrijving van de blower om een lucht/water-verhouding van 20 tot 120 te creëren en eventueel voorverwarming van de uitstromende verontreinigde lucht om waterverzadiging van het koolfilter te voorkomen. Dit laatste is niet nodig bij gebruik van een compostfilter. Gemiddeld is het energieverbruik ca. 0,5 tot 2 kWh/m³ behandeld grondwater. Energieverbruik ligt hoger bij de verwijdering van MTBE tgv. hogere lucht/waterverhoudingen.

Het toepassen van luchtstrippers brengt een geluidsproductie met zich mee. Door met name de blowers in een geïsoleerde ruimte te plaatsen kan de geluidsoverlast worden verminderd.

De afgewerkte striplucht kan een stankcomponent bevatten. Een voldoende groot gedimensioneerd biofilter kan de emissies van deze stoffen voorkomen.

Deze techniek brengt geen veiligheidsrisico's met zich mee. Misschien wel aandacht voor de explosierisico's van het gas/lucht mengsel.

Techniek 8: Zandfiltratie

Tijdens de terugspoelfase ontstaat er een waterstroom die een grote hoeveelheid afvalstoffen bevat, vb. ijzerhydroxideslurry (in geval van een ontijzering). Hiervoor dient een behandelingsstap te worden ontwikkeld of de afvalstroom kan rechtstreeks verwijderd en gestort worden of nuttig ingezet worden in een ander proces. In het geval van ijzerhydroxideslib kan dit bijvoorbeeld weer gebruikt worden bij het defosfateren van afvalwater. In het geval van ontijzering van afvalwater welke hoge concentraties aan vluchtige poluenten bevat, met name bij beluchting in de influentbuffer, dient er een afzuiging te worden geïnstalleerd.

Het energieverbruik bedraagt ca. 1 kWh/m³ gezuiverd grondwater.

Zandfiltratie is een veilige zuiveringstechniek.

Techniek 9: Biologische waterzuivering

Bij biologische zuivering komen emissies naar de lucht vrijwel steeds voor. De grootte van die emissie bedraagt gemiddeld 0,3 tot 1,5% met een maximum van 10% van de influentwaarde. De installaties kan overkapt worden zodat het afgas met een actieve kool of biofilter gereduceerd kan worden.

De emissies naar water uit het restant verontreiniging dat niet verwijderd kon worden en de uitgespoelde en afgestorven biomassa. De biomassa kan worden afgevangen met een zandfilter, wanneer de effluent-concentratie van de verontreinigingen te hoog is, kan een actieve koolfiltratie als nabehandeling worden gehanteerd.

Om de biomassa van zuurstof te voorzien is energie nodig voor de motor van de biorotor of de blowers van de bedreactoren. Daarnaast wordt energie verbruikt door de opvoerpompen. Het totale energieverbruik bedraagt ca. 0,25 kWh/m³.

Er ontstaat een kleine hoeveelheid biologisch slib dat bij scherpe lozingsnormen van zwevend stof of bij nabehandeling met actieve kool wordt afgescheiden en moet worden gestort of verbrand. Bij hoge ijzergehalten (> 10 mg/l biorotor en > 25 mg/l bedreactoren) is een ontijzeringstap nodig. Hierbij ontstaat dan ijzerslib dat vanwege de relatief geringe hoeveelheid wordt gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt. Wanneer afgasreiniging wordt toegepast ontstaan kleine hoeveelheden niet verontreinigd afval in de vorm van actief kool of biofiltermateriaal.

Bij een goed werkende biologische zuivering zal de omgeving weinig overlast van geluid onderkennen. Normaal zal door pompen veroorzaakt geluid beneden de hindergrens blijven.

Bij storingen in de installatie kan een anaërobe situatie ontstaan, waardoor stankoverlast kan veroorzaakt worden. Reden te meer om de installatie te overkappen en de vrijkomende lucht met een bio- of actief koolfilter te behandelen.

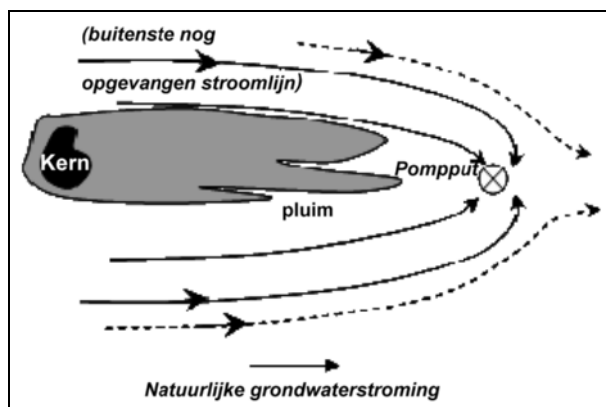
3.4. Traject 3: Hydrogeologische beheersing:

3.4.1. Concept 1: Onttrekken van water ten behoeve van hydrogeologische beheersing

3.4.1.1. Principe

Techniek: Diepwell, drain, verticale filters

Bij deze techniek wordt de verontreiniging niet verwijderd, maar wordt de grondwaterpluim opgevangen zodat stroomafwaartse receptoren niet langer worden bedreigd.



Figuur 3.24: Principe van geohydrologische beheersing

3.4.1.2. Toepassingsgebied en toepassingvoorwaarden

De techniek is toepasbaar voor alle types grondwaterverontreiniging met mobiele polluenten in aquifers met een zekere doorlaatbaarheid. In de praktijk wordt voor een dergelijke variant geopteerd indien saneringsopties gericht op kernverwijdering niet haalbaar zijn (b.v. te diep of onder bebouwing).

3.4.1.3. Kosten

De kosten hangen sterk af van de op te pompen volumes en vereiste waterzuivering. In situaties waarbij geen zuivering is vereist (b.v. diffuse verontreinigingspluimen waarbij de lozingsnorm na oppompen niet wordt overschreden) zijn de kosten vele malen lager dan in situaties waarbij meerdere waterzuiveringsbehandelingstechnieken noodzakelijk zijn. Voor eenheidsprijzen voor waterzuiveringstechnieken wordt verwezen naar bovenvermelde paragrafen omtrent grondwaterzuivering. Andere belangrijke kostenposten zijn energie en regelmatig onderhoud ('instandhouding').

Geohydrologische beheersing is een aanpak die in vele gevallen 'eeuwigdurend' is. In de praktijk wordt dan gerekend met 30 jaar en dienen de jaarlijkse kosten verrekend te worden op 'netto actuele waarde' (kapitalisatie).

3.5. Traject 4: Pump & treat

3.5.1. Concept 1: Onttrekken van water

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.1.4 ‘Grondwateronttrekking tbv civiel technische beheersing’.

3.5.2. Concept 2: Herinfiltreren van water

Techniek 1: Drain

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.1.4 ‘Grondwateronttrekking tbv civiel technische beheersing’.

Techniek 2: Verticale filter

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.1.4 ‘Grondwateronttrekking tbv civiel technische beheersing’.

Techniek 3: Open gracht

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.8.1 ‘Infiltreren van water ten behoeve van extractie’.

Techniek 4: Infiltratievijver

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.8.1 ‘Infiltreren van water ten behoeve van extractie’.

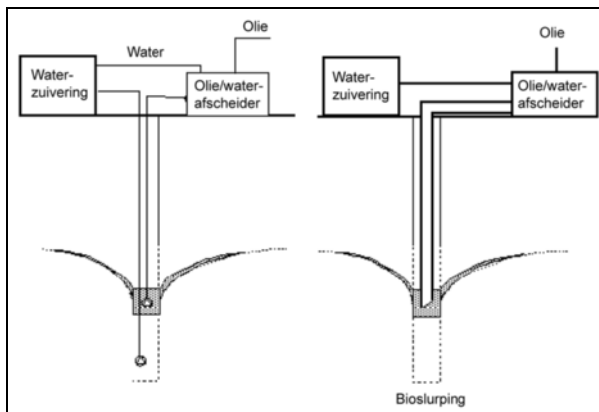
3.5.3. Concept 3: Grondwaterzuivering

Hiervoor verwijzen ze naar paragraaf 3.2.10 ‘Grondwaterzuivering’

3.6. Traject 5: In situ drijflaagverwijdering (LNAPL)

3.6.1. Concept 1: Actieve in situ drijflaagverwijdering

3.6.1.1. Principe



Figuur 3.25: Schema Drijflaagonttrekking

In-situ drijf-laagonttrekking is een variant op ‘pump & treat’ of grondwateronttrekking en wordt ook wel hoogvacuümextractie/multifasenextractie/tweefasenextractie of bioslurping genoemd. Middels een in situ drijf-laagsanering worden niet opgeloste, als vrije fase op het grondwater aanwezige organische verontreinigingen (drijf-laagen LNAPL of residueel voorkomende DNAPL) verwijderd.

Het principe achter de techniek is het aanleggen van een zo hoog mogelijke onderdruk (‘vacuüm’) om enerzijds NAPL te vervluchtigen en te verwijderen via de gasfase en anderzijds de capillaire krachten die de NAPL in de bodem immobiliseren, te overwinnen en op deze wijze zo veel mogelijk NAPL als vloeistof aan te zuigen.

3.6.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Het verwijderen uit de bodem zonder dat ontgraving plaatsvindt, kan worden uitgevoerd met verticale filters, aangesloten op in de filter ingebouwde pompen of bovengrondse vacuümpompen. In de filters met ingebouwde pompen wordt een dubbel pompsysteem aangebracht. Een pomp zorgt voor de verlaging van de grondwaterstand waardoor een drijvende kracht van de drijf-laag naar de verticale filter ontstaat. Op een hoger niveau in de peilbuis is een pomp geplaatst waarmee de drijf-laag selectief kan worden verwijderd.

Er bestaan verschillende variaties in de uitvoering van de in-situ pompsystemen, waarbij met name verschillende methoden worden gehanteerd voor het onttrekken van de drijf-laag. De drijf-laag kan worden verpompt door een drijvende of op een vaste hoogte geïnstalleerde pomp. Bij andere systemen neemt een drijvend filter de drijf-laag op in een reservoir, dat met een bovengrondse pomp wordt leeggepompt.

Indien slechts één pompsysteem op maaiveld is aangebracht voor de onttrekking van de drijf-laag, water- en luchtfase spreken we van bioslurpings- of multi-fasen systemen.

Achter de pompsystemen moet een buffer en een olie-afscheidingsysteem worden geplaatst.

De bodem dient voldoende doorlatend te zijn, teneinde een toestroming van de drijf-laag naar de onttrekkingssystemen te garanderen. De drijf-laag dient een voldoende lage viscositeit te hebben om te kunnen toestromen naar de filter. Zware oliecomponenten zoals stookolie en motorolie zullen vanwege hun hoge viscositeit slechts traag in de richting van het filtersysteem getransporteerd worden.

3.6.1.3. Kosten

De kosten van de in-situ pompsystemen bedragen circa 400 à 500 euro per week per filter. Naarmate de aantallen filters toenemen zullen de gemiddelde kosten per filter afnemen. Een bijkomende kostenpost is de verwerking van het vrijkomende olie-product dat kan oplopen tot 150 à 250 euro per ton (Van Deynze et al., 1998).

3.6.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Hiervoor kan worden verwezen naar paragraaf 3.1.4.4; de concentraties aan opgepompte pollutie zijn echter vele malen hoger. De overeenkomstige risico's op uitdamping en geurhinder zijn hierdoor mogelijk groter. Ook aan de zuivering zullen specifieke eisen dienen te worden gesteld (b.v. in het geval van een benzinedrijf-laag zal men opteren voor (katalytische) verbranding van de afgassen ipv een actief-koolfilter). Voor zuivering van onttrokken grondwater verwijzen we naar § 3.2.9.

Tevens moet hierbij het gevaar op zettingen worden vermeld.

3.6.2. Concept 2: Passieve (gravitaire) drijfslagverwijdering

3.6.2.1. Principe van de techniek

Naast een actieve drijfslagverwijdering kan een drijfslag ook via skimming, in verticale filters, op een drain met pompput of uitzonderlijk op open sleuven of grindgevulde sleuven, worden verwijderd.

In dit geval zal een deel van de NAPL vloeistof onder invloed van de zwaartekracht toestromen naar de onttrekkingsplaats waar deze kan worden opgepompt. Zolang er sprake is van een continue laag van NAPL, met een zekere dikte, kan dit proces doorgaan. Op een zeker moment zal de resterende NAPL echter niet meer toestromen (n.l. wanneer de z.g. NAPL-retentiecapaciteit van de bodem wordt bereikt).

3.6.2.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Passieve drijfslagverwijdering kan worden toegepast in eerder doorlaatbare bodems waarin een aanzienlijke hoeveelheid (mobiele) NAPL aanwezig is. De mobiliteit van de NAPL dient op voorhand te zijn getest, b.v. door een NAPL-recuperatieproef op een peilbuis met filter in de NAPL-zone. In bodems met geringere doorlaatbaarheid is de techniek doorgaans minder effectief en/of is een hogere dichtheid noodzakelijk van onttrekkingsmiddelen. Tevens moet rekening gehouden worden met seizoensinvloeden en daarmee gepaardgaande waterstanden. Eventueel kan in een later stadium van de sanering overgeschakeld worden naar hoogvacuümonttrekking.

Indien wordt gewerkt in open sleuven of grondgevulde sleuven dienen deze te worden afgedekt en geventileerd over een actief koolfilter.

3.6.2.3. Kosten

De kosten van een dergelijke saneringsaanpak zijn lager dan deze voor hoogvacuümonttrekking. De benodigde onttrekkingsmiddelen zijn vergelijkbaar met deze voor grondwateronttrekking. Het opgepompte NAPL-product kan worden opgeslagen in bovengrondse tanks en afgevoerd naar een extern verwerker. Indien naast NAPL ook water wordt opgepompt dient een olie-waterafscheider te worden voorzien en een afzonderlijke behandeling voor de waterfractie.

3.6.2.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

De milieubelasting en energievraag van deze techniek is gering. Te nemen maatregelen zijn dezelfde als deze voor multi-fasenextractie. Indien gevaar op zettingen dient hier bijkomend een stabiliteitsstudie te worden uitgevoerd.

3.7. Traject 6: In situ zaklaagverwijdering (DNAPL)

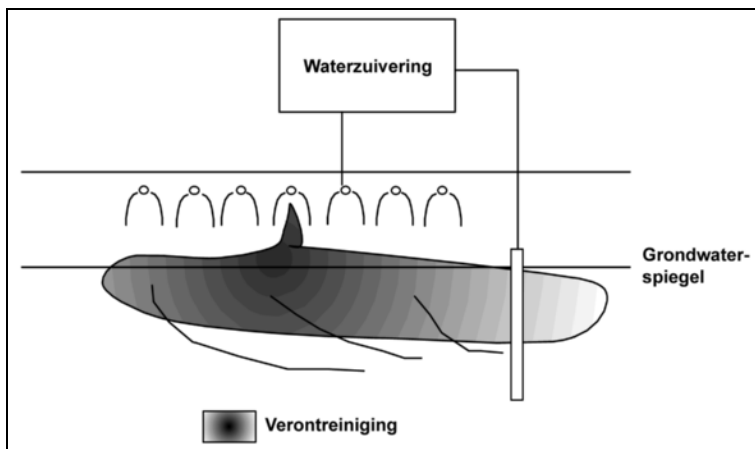
Zaklaagverwijdering is vergelijkbaar met drijfslagverwijdering. Een zaklaag kan verwijderd worden dmv. hoogvacuümextractie of gedifferentieerd onttrekken. Dit laatste houdt in dat een groot aantal verticale filters wordt voorzien met filter in de verontreinigde (DNAPL) zone, waarbij de onttrekkingsdebieten per filter in de loop van de onttrekking worden ingeregeld op basis van de onttrokken vuilvracht. Het debiet wordt gemaximaliseerd op de filters met de hoogste onttrokken vuilvracht. Voor de verdere toepassingvoorwaarden, kosten en milieumaatregelen kan verder worden verwezen naar de eerder besproken technieken voor multifasenonttrekking en grondwateronttrekking.

3.8. Traject 7: In-situ bodemspolen

3.8.1. Concept 1: Infiltreren van water ten behoeve van extractie

3.8.1.1. Principe

Technieken 1: Drain, verticale filters, open gracht of infiltratievijvers



Figuur 3.26: Schema Infiltratie van water

Het infiltreren van water kan een aantal positieve effecten hebben bij een bodemsanering. Ten eerste kan door herinfiltratie het mogelijke risico op zettingsschade en droogteschade ten gevolge van een grondwateronttrekking worden tegengegaan. Daarnaast zal bij herinfiltratie bij een grondwatersanering door onttrekking van water (pump and treat) de bodem sneller en/of effectiever doorspoeld worden.

Met behulp van drains, deepwells en verticale filters kan onttrokken grondwater, meestal na reiniging, of schoon water worden gereïnfiltreerd in de bodem. Tevens kan gebruik gemaakt worden van oppervlakkige besproeiing of infiltratievijvers.

In het algemeen wordt het bij grondwateronttrekking vrijkomende water stroomopwaarts geïnfiltreerd via een gesloten leidingensysteem. Indien het opgepompte water gezuiverd dient te worden alvorens het kan worden geïnfiltreerd, is in het algemeen 100% recirculatie vereist. Dat houdt in dat wanneer toch verontreinigd water wordt geïnfiltreerd dit water weer afgevangen wordt in de onttrekkingsputten. Afhankelijk van de afstand tussen het onttrekkingsmiddel en infiltratiemiddel kan niet al het opgepompte water worden gereïnfiltreerd.

Infiltratie op relatief korte afstanden van een grondwateronttrekking zal, in vergelijking met een onttrekking zonder infiltratie, leiden tot grotere onttrekkingsgebieden om bijvoorbeeld een zelfde grondwaterstandsverlaging te kunnen realiseren.

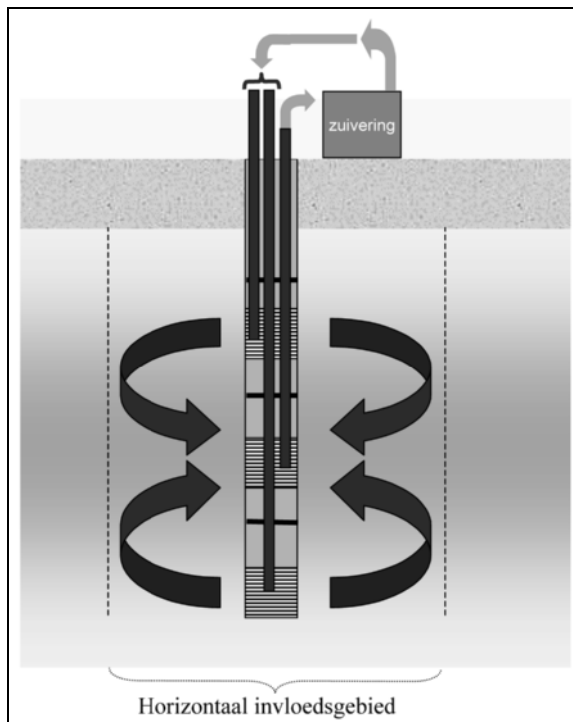
Techniek 2: Recirculatiewell

Het EPA document 542-R-98-009 (“Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Groundwater Circulation Wells”) geeft een overzicht van een aantal saneringen die in de USA met deze techniek zijn uitgevoerd.

Er bestaan verschillende uitvoeringswijzen. Voorbeelden van in Duitsland ontwikkelde systemen zijn (zie onderstaande figuur): (1) de onderdrukverdampingsbron (UVB), (2) de coaxiale grondwaterbeluchting (KGB).

UVB is geschikt voor de behandeling van het ondiepe en diepere grondwater (in de praktijk tot een diepte van ca. 40 m). De KGB systemen zijn ook deels verfilterd in de onverzadigde zone en daarom bij uitstek geschikt voor de behandeling van zowel de onverzadigde zone als de bovenste meters van de waterverzadigde zone (tot een diepte van ca. 10 m-mv.). Zowel UVB als KGB berusten op het principe van de in-well air stripping. Er is in deze situatie dus in feite geen sprake van “reïnfiltratie van gereinigd grondwater”, en als dusdanig zijn er voor deze systemen geen vergunningstechnische problemen.

Voor verontreinigingen die tot op grote diepte voorkomen bestaan er types van recirculatiesystemen waarbij meerdere filterclusters (doorgaans drie) boven elkaar worden voorzien. Reiniging tot op diepten van 90 m-mv. is hiermee in principe mogelijk. In dit geval wordt water opgepompt ter hoogte van het middelste filter waarbij recirculatiestromen ontstaan tussen het middelste en het onderste, en het middelste en het bovenste filter. Het opgepompte grondwater wordt normaal bovengronds gereinigd en vervolgens teruggebracht in hetzelfde filter. Op deze wijze ontstaan circulatiestromen zoals geïllustreerd in onderstaande figuur.



Figuur 3.27: Schema van een recirculatiebron met meervoudige verfiltering. Onttrekking op middelste filter; het bovengronds gezuiverde water wordt gereïnfiltreerd op onderste en bovenste filter. Op deze wijze ontstaan de aangeduide waterstromingen. De horizontale invloedssfeer hangt sterk af van de mate van gelaagdheid van de bodem (verhouding K_h/K_v).

Er is met deze saneringsaanpak geen sprake van verlaging van de grondwatertafel, hetgeen een voordeel is. Een mogelijk nadeel is echter de mogelijke ongecontroleerde verspreiding die dergelijke systemen zouden kunnen teweegbrengen.

3.8.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Het al dan niet slagen van (her)infiltratie hangt in belangrijke mate af van de volgende factoren:

- Geochemische omzettingen (o.a. ijzernerslag, calciumcarbonaten, gasvorming).
Doordat zuurstofloos ijzerrijk water in contact komt met zuurstof, kan ijzer neerslaan.
- Hydrologische problemen (o.a. heterogeniteit van de bodem);
De doorlatendheid van de bodem in de verticale en horizontale richting is veelal moeilijk in te schatten door gebrek aan informatie omtrent de geohydrologische bodemopbouw;
- Fysische problemen (o.a. colloïdale verstoppingen);
Door de inspoeling van fijne deeltjes kan het infiltratiemiddel (en/of omstorting) verstopt raken;
- Biologie (o.a. toename van biomassa);
Door de toevoer van nutriënten of zuurstof kan de biologische activiteit verhoogd worden waardoor het infiltratiemiddel door microbiële groei verstopt kan raken;
- Dimensioneringsproblemen (o.a. het plaatsen van te weinig reïnfiltratieputten). De infiltratiecapaciteit van een infiltratieput is veelal 50 tot 80% kleiner dan die van een onttrekkingsput.

Deze techniek is echter moeilijk in de praktijk toe te passen mits de exacte locatie van de zinklaag (horizontaal-verticaal) zelden of nooit gekend is.

3.8.1.3. Kosten

Voor de kosten voor de aanleg en onderhoud van infiltratie- en onttrekkingsmiddelen wordt verwezen naar punt 3.1.4.

De kosten van infiltratie zijn afhankelijk van de uitvoeringsvorm van de infiltratie. In het algemeen zijn de kosten bij infiltratie op deepwells, filters en drains relatief hoger dan de prijzen voor onttrekking, doordat, afhankelijk van de werking van het infiltratiesysteem, het onderhoud in de regel intensiever zal zijn. Indien er simpelweg van wordt uitgegaan dat bij deepwells en verticale filters 2 keer zoveel infiltratiemiddelen als onttrekkingsmiddelen nodig zijn, houdt een infiltratie een verdubbeling van de installatie- en exploitatiekosten in.

Tegen de bovengenoemde kosten van installeren en exploiteren van een infiltratiesysteem moeten uiteraard de kosten van de eventuele negatieve effecten van een grondwateronttrekking (o.a. zetting- en droogteschade) worden tegenovergesteld. Deze kosten kunnen vele malen hoger zijn.

Kosten gerelateerd aan een recirculatiewell zijn sterk afhankelijk van de diepte. Kostprijs per filter valt meestal in de range 2500 à 25000 euro, inclusief pompsysteem.

3.8.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Emissies naar lucht kunnen optreden wanneer het opgepompte grondwater vluchtige verontreinigingen bevat en via luchtstrippen wordt gezuiverd, of wanneer injectie van lucht plaatstvindt in combinatie met bodemluchtextractie. De emissie kan worden gereduceerd door het toepassen van afgaszuiveringstechnieken. Deze worden beschreven in hoofdstuk 4. Wanneer zuurstof aan de bodem wordt toegevoegd via sparging kan lucht via het bodemoppervlak of via ondergrondse

kanalen zoals rioleringsbuizen ongecontroleerd ontwijken. Het afdekken van het bodemoppervlak met HDPE-folie en zand bij gelijktijdige bodemluchtextractie helpt dit tegengaan.

Emissies naar water zijn afhankelijk van de systeemkeuze. Wordt het opgepompte water gezuiverd en opnieuw geïnfiltrerd, dan is er nauwelijks een afvalwaterstroom van verontreinigd grondwater aanwezig. Een andere mogelijkheid is het oppompen van verontreinigd grondwater en infiltreren van schoon (leiding)water. Ook hierbij hangt het af van de keuze van de zuiveringsinstallatie van welke emissies naar oppervlaktewater, riolering en lucht sprake zal zijn. Met de beschikbare zuiveringstechnieken zijn lage concentraties haalbaar.

Bij het plaatsen van onttrekkings- en infiltratiefilters komt een afvalstroom vrij in de vorm van afgegraven verontreinigde grond. Daarnaast kan bij het zuiveren van verontreinigd grondwater een afvalstroom vrijkomen in de vorm van actieve kool of verontreinigd slib.

Het grote voordeel van injectie van water is dat de techniek weinig overlast bezorgt aan de omgeving. De onttrekkings- en infiltratiefilters worden meestal geheel ondergronds aangelegd, zodat hierdoor geen overlast optreedt. Bebouwing kan blijven bestaan, wegen hoeven niet te worden opgebroken en er is weinig overlast door af- en aanrijdende vrachtwagens, omdat nauwelijks verontreinigde grond hoeft te worden afgevoerd. Lawaai- en stankhinder is afhankelijk van het type zuivering dat wordt toegepast en de plaatsingswijze (geluidsdichte container).

Evenals bij het onttrekken van grondwater is de milieuverdiensite bij infiltratie van water sterk afhankelijk van de gekozen waterkringloop: debiet, verwerking en verwachte concentraties. Ten aanzien van de biologische component kan gesteld worden dat alle vrachten die biologisch verwijderd worden minder energieverbruik en luchtverontreiniging teweegbrengen, aangezien de vrachten niet door middel van een convectieve techniek, die een stromend medium vraagt, maar door biologische omzettingen worden verwijderd. Het energieverbruik van de stimulering van biologische processen dient hierin natuurlijk wel verrekend te worden.

3.8.2. Concept 2: infiltreren van detergents ten behoeve van extractie

3.8.2.1. Principe

Technieken: Surfactantflushing, Biosurfactantflushing via drain, Verticale filters, Open gracht, Infiltratievijver

De (schijnbare) oplosbaarheid of de beschikbaarheid van de te verwijderen contaminant kan worden verhoogd door het toevoegen van voor dit doel geschikte stoffen aan de verontreinigde zone. Voorbeelden zijn surfactanten (detergents). Detergents verlagen de oppervlaktenspanning tussen de waterige en niet-waterige fase en (1) vergemakkelijken als dusdanig het vrijkomen van hydrofobe bestanddelen die door capillaire krachten “gevangen” zaten in de bodemporiën en (2) verhogen de oplosbaarheid van de niet-waterige fase in het grondwater. Aldus bekomt men een sterke toename van de vuilvracht in het grondwater, die via pump&treat kan worden verwijderd.

3.8.2.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Er worden een aantal toepassingen teruggevonden op droogkuislocaties in USA (Vito rapportnr. 2004/MPT/R/042, 2004).

3.8.2.3. *Kosten*

Nog geen full-scale toepassingen in Vlaanderen.

Voor LNAPL worden op <http://www.surbec-art.com/projects/summary.htm> prijzen van ca. 20 euro/m³ tot 255 euro/m³, met een gemiddelde kostenvork van 40-100 euro per m³ gemeld; op www.clu-in.org wordt een kostenraming van 36 euro/m³ voor surfactantflushing gegeven.

Voor DNAPL worden veel hogere kosten aangegeven. Op www.clu-in.org worden twee bedragen vermeld: 1892 euro/m³ en 505 euro/m³. Op <http://www.epareachit.org/DetailTreatment/DetailFrame.asp> worden een referentie vermeld die spreekt van 30 tot 50 dollar per kubieke voet (ca. 1000-2000 euro/m³) voor DNAPL-verwijdering met surfactantflush.

3.8.2.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Om de techniek zonder risico's op ongecontroleerde verspreiding toe te passen moet een degelijke grondwateronttrekkingsinstallatie worden voorzien (zie § 3.1.4). De zuivering van het opgepompt mengsel dient ook vooraf goed te worden uitgewerkt (zie § 3.2.9).

3.8.3. **Concept 3: infiltreren van co-solventen ten behoeve van extractie**

3.8.3.1. *Principe*

Het principe van de co-solventspoeling berust op een vloeistof-vloeistof extractie. De contaminant heeft een beduidend hogere oplosbaarheid in alcohol dan in water en gaat op deze wijze over van puur-productfase naar waterfase, die vervolgens kan worden verwijderd door pump&reat. Voorbeelden van geschikte alcoholen zijn ethanol en isopropylalcohol.

Bij gebruik van ethanol bekomt men nog een aanzienlijk bijkomend voordeel. Ethanol is immers een goede potentiële koolstofbron voor natuurlijke afbraak. Het effect van ethanol extractie is dus tweevoudig: in eerste instantie is er sprake van een fysisch verwijderingsmechanisme (vloeistof-vloeistof extractie); in tweede instantie vormen de resten ethanol die in de bodem achterblijven de basis van een verdere sanering via (gestimuleerde) natuurlijke attenuatie.

Het opgepompt mengsel dient vervolgens behandeld te worden. Dit kan met het MPP effluent systeem (scheiding van contaminant uit water/ethanolmengsel) gevolgd door een striptoren (polishing tot detectielimiet). Voor meer technische informatie en praktijkvoorbeelden verwijzen we naar de studie betreffende de sanering van stedelijke VOC1 grondwaterverontreinigingen met droogkuisbedrijven in Antwerpen als voorbeeld welke te downloaden is op de OVAM website.

Techniek 1: Ethanolflushing via drain

Nog geen full-scale toepassing in Vlaanderen uitgevoerd

Techniek 2: Verticale filters

Hiervoor verwijzen we naar de paragraaf 3.1.4 'Grondwateronttrekking tbv. civiel technische beheersing'.

3.8.3.2. *Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden*

Er zijn nog geen toepassingen bekend voor co-solventflushing. Er werd wel melding gemaakt van een pilootproject op een droogkuislocatie USA (Vito rapportnr. 2004/MPT/R/042, 2004).

3.8.3.3. *Kosten*

Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.7.2.3 'Kosten surfactantflushing'

3.8.3.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Om de techniek zonder risico's op ongecontroleerde verspreiding toe te passen moet een degelijke grondwateronttrekkingsinstallatie worden voorzien. De zuivering van het opgepompt mengsel dient ook vooraf goed te worden uitgewerkt.

3.8.4. **Concept 4: In-situ recirculatiebron**

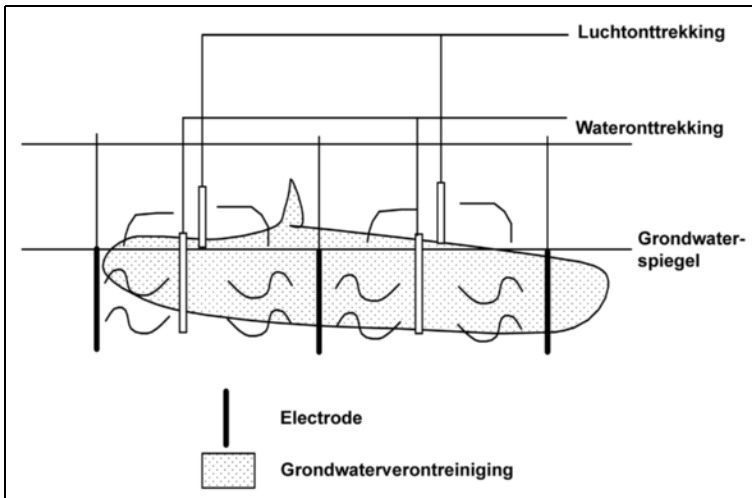
Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.8.1 'Infiltreren van water ten behoeve van extractie'.

3.9. **Traject 8: In-situ elektroreclamatie**

3.9.1. **Concept 1: Electromigratie/elektrodepositie**

3.9.1.1. *Principe*

Techniek 4: Electroreclamatie

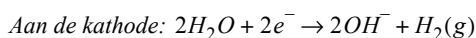
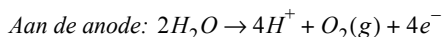


Figuur 3.28: Schema Electroreclamatie

De term elektroreclamatie omvat een aantal begrippen die als volgt kunnen worden samengevat:

- **Elektromigratie** enerzijds komt tot stand door een potentiaalverschil tussen anodes en kathodes waardoor een negatief geladen deeltje migreert richting anode en een positief deeltje richting kathode. **Elektroheating** anderzijds is het z.g. Coulomb-effect dat een gelijk- of wisselstroom in een geleider teweeg brengt: een opwarming waarbij het gegenereerde warmtevermogen gelijk is aan de elektrische weerstand maal het kwadraat van de gerealiseerde stroomsterkte. Door de verhoogde temperatuur, ook en vooral in minder waterdoorlaatbare zones, worden VOC's gemobiliseerd, die dan vervolgens door een extractiesysteem kunnen worden afgevangen.
- **Elektroforese** is het transport van geladen gesuspendeerde deeltjes of colloïden onder invloed van een elektrisch veld; eventueel aan de deeltjes gebonden pollutanten kunnen op deze wijze doorheen de bodem bewegen (richting een elektrode).
- **Elektro-osmose** tenslotte wordt gedefinieerd als de beweging van bodemvocht of grondwater van de anode naar de kathode in een elektrolytische cel. In het bodemvocht opgeloste (niet-geladen) pollutanten zoals VOC's kunnen door advectie met het water worden meegevoerd en opgepompt door een extractiesysteem nabij de kathode.
- **'Elektrobioremediatie'** is een term die een saneringswerkwijze omschrijft waarbij, uitgaande van de boven beschreven processen, micro-organismen worden gestimuleerd door nutriënten zoals nitraat via elektromigratie naar de verontreinigde bodemzones toe te laten migreren. Het opwarmend effect ten gevolge van de elektrische stroom, zal pollutantafbrekende bacteriën bijkomend stimuleren.

Een belangrijk bijkomend aspect van het aanbrengen van een elektrisch veld in de bodem is het geïnduceerde effect van de **elektrolyse van water**:



Er ontstaat derhalve een zuur/base front in de bodem en er wordt zuurstofgas en waterstofgas geproduceerd aan de elektrodes.

Electroreclamatie voor organische verbindingen is een techniek waarbij met behulp van een wisselspanningsveld de bodem wordt opgewarmd tot 70 a 90 °C, waardoor de oplosbaarheid van de verontreinigingen wordt vergroot. Door de temperatuurverhoging zal ook een deel van de verontreinigingen vervluchtigen. De verontreinigingen worden dan via de waterfase en de luchtfase met onttrekkingsystemen afgevoerd en behandeld in bovengrondse zuiveringsinstallaties.

Indien electroreclamatie wordt toegepast in de verzadigde zone, dan zal ook de bovenliggende bodem verwarmd worden. Op deze wijze kan ook de onverzadigde zone door convectie en straling verwarmd worden door verwarming van de verzadigde zone (Van Deynze et al., 1998).

Electroreclamatie is thans (2006) een niet gangbare saneringstechniek.

3.9.1.2. *Toepassingsgebied en toepassingvoorwaarden*

De techniek kan in principe toegepast worden op alle soorten grond inclusief zware klei- en veengronden. Een grote buffercapaciteit en een groot vastleggend vermogen (aan kleideeltjes of organische stof) heeft een langere saneringsduur en hogere energiekosten tot gevolg. De bodem mag geen metalen voorwerpen of isolerende (hout, plastic, etc.) voorwerpen bevatten. Tot nu

toe is de maximale behandelingsdiepte voor in situ toepassing van elektroreclamatie 3 m-mv. geweest. Het vochtgehalte is een belangrijke parameter voor een optimale procesvoering en zal aan minimale waarde van ongeveer 20% moeten voldoen om een zekere mobiliteit van de verontreiniging te behouden.

3.9.1.3. Kosten

De kosten per ton grond zijn sterk afhankelijk van de tijdsduur die nodig is voor sanering. Voor een snelle sanering is een zeer grote stroominput noodzakelijk, wat de (energie) kosten per ton sterk doet stijgen. Tevens is de snelheid van de sanering afhankelijk van de mobiliteit van de verontreiniging in de matrix, en de elektrische weerstand van de bodem. Zwaar verontreinigde bodems met een hoge kationuitwisselingscapaciteit en een hoge bufferende werking vereisen een relatief grote hoeveelheid energie/m³ om de verontreiniging tot de gewenste waarde te saneren (Van der Gun et al., 2000).

De gemiddelde kost ligt rond de 90 euro per ton.

De kosten zijn globaal als volgt verdeeld:

- Aan-en afvoer 5 à 10%
- Installatie 8 à 20%
- Elektroreclamatie 50 à 80%
- Bijkomende kosten 8 à 10%

3.9.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Door de stijging van de temperatuur van de bodem zouden eventueel vluchtige verbindingen kunnen verdampen. Bij een cocktail van verontreinigingen zal met dit effect rekening gehouden moeten worden. Bij een te hoog spanningsverschil kan Cl₂-vorming plaatsvinden aan de anode. Deze emissie kan worden tegengegaan door nauwkeurige regeling van de pH en de redoxpotentiaal bij de anode.

In een zuiveringsinstallatie wordt het verontreinigde water in twee afvalstromen gescheiden: een gereinigde elektrodevloeistof en een filterkoek. De gereinigde vloeistof kan worden hergebruikt in het proces en de filterkoek zal moeten worden verwerkt. De hoeveelheid filterkoek in verhouding tot de hoeveelheid bodemmateriaal bedraagt ca. 0,5-1 gew.-%.

Vanwege de verhoogde voltage moet het terrein worden afgezet met hekken.

3.10. Traject 9: Fytoremediatie

Fytoremediatie is een techniek waarbij hogere planten worden gebruikt om verontreinigde grond en grondwater te reinigen, zowel in-situ als ex-situ. Planten kunnen rechtstreeks verontreiniging verwijderen door opname en/of adsorptie aan de wortels. Indirect verhogen zij de micro-biologische activiteit in de bodem en daardoor ook de mogelijke biodegradatie van organische bodemverontreinigingen. Daarnaast kunnen ok planten ingezet worden ter voorkoming van stofopwaaiing of voor het vastleggen van de verontreiniging in de bodem.

3.10.1. Concept 1: Aanbrengen van planten ten behoeve van fytoextractie of fytostabilisatie

3.10.1.1. Principe

Techniek 1: Fytoextractie

Bij het rechtstreeks in-situ verwijderen van verontreiniging worden (hyper)accumulerende gewassen geteeld. Het gewas wordt gemaaid en afgevoerd ter compostering of gecontroleerde verbranding. In landbouwgebieden is het de bedoeling dat dit wordt uitgevoerd door de landbouwers zelf.

Voor deze techniek zijn met name die plantensoorten geschikt die een hoge opname capaciteit hebben. Daarnaast is het van belang dat het gewas een hoge opbrengst aan (maaibare) droge stof heeft. Indien het gewas verder nog economische en/of landbouwkundige waarde heeft, is dit zeker een pluspunt.

Grassen en klaver blijken ideaal te zijn voor fytoremediatie omdat ze een vezelachtig wortelstelsel hebben dat een continue compacte rhizosfeer (d.i. de bodem in de onmiddellijke omgeving van de plantenwortels) vormt. Dit geeft tevens het bijkomend voordeel dat de bodem beschermd wordt tegen water- en winderosie. De literatuur maakt melding van de volgende grassen: alfalfa, klaver, zwenkgras, bermudagrass en raaigras.

Planten kunnen ook getransformeerd worden om selectief zware metalen te extraheren en te accumuleren, zodanig dat eventueel metaalrijke residu's kunnen gerecycleerd worden. Voorbeelden zijn transgene tabak en aardappel. Door deze transformatie wordt ook de tolerantie voor zware metalen verhoogd.

De mogelijkheid van planten om de biodegradatie te verhogen is gebaseerd op het feit dat planten bepaalde organische stoffen (exudaten) in de bodem vrijlaten die de biodegradatie op de volgende wijzen stimuleren:

- stimulering van de bodemorganismen in de rhizosfeer;
- ze bevatten enzymen die organische verbindingen kunnen transformeren;
- ze kunnen co-metabolische transformaties van verontreinigingen door micro-organismen stimuleren.

Als opvolging van de sanering dienen regelmatig grondstaalnames en -analyses te worden genomen.

Hyperaccumulerende gewassen worden gekweekt zoals andere landbouwgewassen, hetgeen ook dezelfde, arbeidsintensieve, onderhoudseisen stelt (regelmatige opeenvolging van zaaien, planten en oogsten). Ook de plantengroei vereist voldoende opvolging.

Ten aanzien van stimulering biodegradatie wordt geen extra opvolging en onderhoud verwacht.

In-situ fytoremediatie van gecontamineerd grondwater kan door middel van bomen, welke groot evolumes grondwater oppompen. Voorbeeld hiervan zijn populieren, zij pompen gemiddeld 260 liter per boom per dag wat neerkomt op 4,2 miljoen liter per hectare in 6 maanden. Eens het grondwater is opgepompt door bomen volgt een verdere verwerking, zoals degraderen of transformeren.

Techniek 2: Fytostabilisatie

Hierbij worden planten gebruikt, eventueel samen met gepaste bodemadditieven om de vervuiling in de bodem vast te leggen. Deze techniek leidt niet tot het verwijderen van de contaminanten. De biobeschikbaarheid van de pollutanten wordt hierdoor verlaagd met als voornaamste doelstelling de verdere verspreiding van de verontreiniging te voorkomen. Een goed gesloten vegetatiedek verhindert bovendien het verder verspreiden via wind- en watererosie en leidt tot een drastische verlaging van de percolatie van contaminanten naar het grondwater.

Planten welke gebruikt kunnen worden voor fytostabilisatie moeten tolerant zijn aan de in de bodem aanwezige contaminanten en aan de specifieke groeiomstandigheden van de betreffende site. Ze accumuleren de contaminanten niet of slechts in beperkte mate in de bovenste delen om verspreiding in de voedselketen te vermijden. Ze bezitten een uitgebreid wortelstelsel voor een goede stabilisatie van de bodem en voor de opname van bodemwater. Vaak worden ook bodemadditieven ingezet voor de immobilisatie van zware metalen. Deze additieven zorgen voor een omzetting van de vrije en gemakkelijk oplosbare en uitwisselbare vormen van metalen naar meer stabiele vormen. Tevens reduceren ze de biobeschikbaarheid voor planten en de percolatie naar grondwater.

3.10.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Verontreinigingstype

Het telen van (hyper)accumulerende gewassen is alleen geschikt voor verontreiniging die worden opgenomen door de planten zoals zware metalen (cadmium, lood, koper, kwik, selenium, nikkel, kobalt).

Voor het toepassen van in-situ fyto-remediatie moet de verontreiniging zich in de toplaag van de bodem (de wortelzone) bevinden. De concentratie mag het fyto-toxiciteitsniveau niet overschrijden.

In-situ zal de techniek voornamelijk gebruikt worden voor lichte grootschalige diffuse verontreinigingen zoals:

- depositie van stoffen uit de industrie (bijv. metallurgische industrie en afvalverbrandingsinstallaties);
- verstroming van uiterwaarden;
- autoverkeer;
- hoogspanningsmasten en bovenleidingen;
- terreinophoging;
- aanbrengen van GFT-compost, zuivering- of baggerslib.

Ex-situ stimulatie van bioremediatie is enkel van toepassing voor biologisch afbreekbare verontreinigingen. Bij vluchtige verbindingen is er nog een extra voordeel, zijnde dat “tilling” van de grond om te beluchten niet nodig is omdat extra zuurstof door de planten in de grond wordt gebracht. Hierdoor wordt de verontreiniging bijna volledig door biodegradatie verwijderd en niet door een combinatie van vervluchtiging en biodegradatie.

Bodemtype

Afhankelijk van de plantensoort zal het bodemtype een rol spelen. De plantengroei kan ook gestimuleerd worden door bemesting.

Voor een grootschalige diffuse zware metalen verontreiniging is het kweken van hyper-accumulerend gewas de enige verwijderingstechniek die praktisch uitvoerbaar is. Vaak wordt in deze gevallen een beheersvariant toegepast (bijv. bekalken). Naar verwachting zullen wellicht vol-

doende resultaten worden geboekt (tot rond de achtergrondwaarde). De maatregel duurt echter meerdere seizoenen, mogelijk decennia (nog verder onderzoek nodig).

Het te bekomen resultaat bij fyto-remediatie ter stimulering van de biologische afbraak is afhankelijk van de factoren die de biologische afbraak beïnvloeden (soort verontreiniging, bodemtype,...). Fyto-remediatie zal enkel de biodegradatiesnelheid verhogen.

3.10.1.3. *Kosten*

Aangezien de techniek enkel op laboschaal of in veldexperimenten werd toegepast zijn hierover geen gegevens beschikbaar.

De methode wordt echter als zeer kosteneffectief beschouwd.

3.10.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Bij het telen van hyperaccumulerend gewas zijn ter plaatse geen negatieve effecten te verwachten. De verwerking (composteren of verbranden) gebeurt elders; mogelijk vindt storten van asresten plaats.

Stimuleren van de biologische afbraak brengt geen bijkomende negatieve aspecten met zich mee.

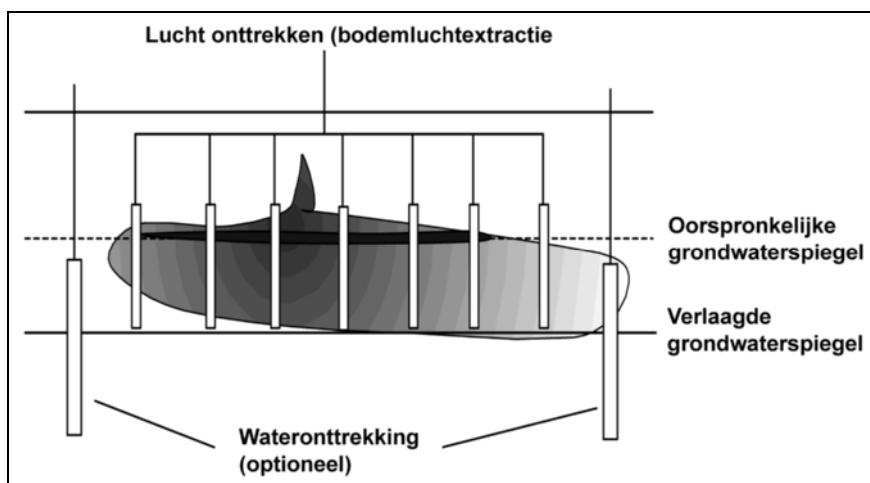
Ten aanzien van veiligheid worden geen negatieve aspecten verwacht.

3.11. Traject 10: Bodemluchtexttractie

3.11.1. Concept 1: Onttrekken van bodemlucht ten behoeve van in-situ verwijdering van vluchtige pollutanten uit de bodem

3.11.1.1. *Principe*

Techniek: Verticale filter, drain



Figuur 3.29: Schema Bodemluchtexttractie

Bij de toepassing van bodemluchtextractie worden vluchtige verbindingen uit de bodem verwijderd door het afzuigen van de bodemlucht. Door verlaging van de concentraties in de bodemlucht zal een evenwicht tussen de bodem en de gasfase zich steeds opnieuw instellen, waardoor ook de concentraties in de bodem verlaagd worden. Door het steeds verversen van de bodemlucht kan op een dergelijke manier zowel de grond als het (bovenste) grondwater gereinigd worden. De afgezogen lucht wordt bovengronds gereinigd. De bodemlucht wordt onttrokken via drain of horizontale of verticale onttrekkingsfilters die in de onverzadigde zone zijn aangebracht.

De techniek wordt vaak toegepast in combinatie met grondwateronttrekking en persluchtinjectie in de verzadigde zone om het werkgebied van de techniek te vergroten. Indien de techniek gecombineerd wordt met persluchtinjectie en/of grondwateronttrekking, zullen tevens één of meerdere injectielansen ofwel grondwateronttrekkingsputten geïnstalleerd moeten worden. Naast het vergroten van het werkgebied wordt grondwateronttrekking toegepast om het ongecontroleerd ontwijken van de verontreiniging via het grondwater te voorkomen.

De afgezogen bodemlucht kan worden gereinigd door middel van een actief koolfilter, een biofilter of een katalysator. De keuze van de toe te passen reinigingstechniek is afhankelijk van het type verontreiniging en de verontreinigingsconcentratie in de afgasstroom. Bij een oliecomponentenverontreiniging met concentraties van meer dan 5 g/m^3 en een verontreinigingsvracht van meer dan 500 à 1000 kilogram kan een katalytische oxidator voordeliger uitvallen dan een actief koolfilter. Bij gehalogeneerde koolwaterstoffen wordt onder deze omstandigheden vaak gebruik gemaakt van een regeneratief actieve koolfilter. In de andere gevallen kan volstaan worden met een actieve koolfilter. Het opgepompte grondwater wordt (eventueel na reiniging) geloosd op oppervlaktewater, daar het verdund afvalwater betreft, of op het riool.

3.11.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Daar het basisprincipe van bodemluchtextractie het tot stand brengen van luchtstroming in de bodem is de doorlatendheid van de bodem daarom één van de belangrijkste parameters. Daarbij zal dus de homogeniteit en permeabiliteit van de bodem alsook de vluchtigheid van de verontreiniging kritisch zijn voor het al dan niet haalbaar zijn van bodemluchtextractie. Ervaring in Vlaanderen leert dat bodemluchtextractie goed toepasbaar is bij doorlatendheid (hydraulische conductiviteit) groter dan 10^{-3} m/s , maar er zijn ook een aantal gevallen waarbij het toepasbaar was bij lagere doorlatendheden (10^{-3} - 10^{-7} m/s).

Bodemluchtextractie is in principe alleen toepasbaar voor vluchtige verbindingen of biologisch afbreekbare verbindingen in de onverzadigde zone. Eventueel kan de verzadigde zone vergroot worden door verlaging van de grondwaterspiegel. De grens waarbij nog efficiënt verontreinigende stoffen via bodemlucht kunnen worden afgezogen, ligt bij een dampspanning van ongeveer 100 N/m^2 (o.a. mono-cyclische aromaten en chloorethenen).

Uit een studie van de OVAM (OVAM 2002b) blijkt dat bodemluchtextractie volgens Vlaamse aannemers van saneringswerken goed toepasbaar is in zandige tot lemige bodems. De techniek is niet geschikt voor zwaardere leem tot kleibodems.

Daarnaast kan de toevoeging van zuurstof, als gevolg van de verversing, leiden tot de afbraak van verontreinigende stoffen (=bioventing). Een voordeel van bioventing ten opzichte van bodemluchtextractie is dat niet méér lucht onttrokken of ververst hoeft te worden dan voor de afbraak nodig is. Dit is over het algemeen beduidend minder dan het benodigde debiet voor bodemluchtextractie.

3.11.1.3. *Kosten*

De kosten voor bodemluchtexttractie worden met name bepaald door de concentraties in de onttrokken lucht en de daaraan gerelateerde luchtzuivering.

Ten aanzien van de aanleg van horizontale onttrekkingsdrains kunnen dezelfde kosten worden aangehouden als bij grondwateronttrekking.

Tabel 3.22: Kosten bodemluchtexttractie zonder luchtbehandeling, exclusief leidingen (OV&B, 2004)

Specificatie	Kosten
Exploitatiekosten basisuitvoering: max 500m ³ per uur en 200 millibar onderdruk	€ 750-1500 per maand
Filters	€ 50-100 per meter
Drains	€ 15-200 per meter

3.11.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Emissies kunnen vrijwel geheel vermeden worden doordat de onttrokken lucht over een zuivering geleid kan worden. Voor de reiniging van de onttrokken lucht zijn de volgende systemen beschikbaar:

- actief koolfilter (al dan niet regenererbaar)
- biofilter
- katalytische oxidator

De keuze van de toe te passen reinigingstechniek is afhankelijk van de verontreinigingsgraad en het type verontreiniging in de lucht. Een biofilter bvb. is geschikt voor verontreinigingen zoals aromaten en benzine, in lagere concentraties.

Emissies naar de lucht via de luchtzuivering treden alleen op bij falen van de gaszuivering (b.v. doorslag van het filter). Door goede bedrijfsvoering kan dit echter eenvoudig vermeden worden.

Gemiddeld komt er bij sanering middels bodemluchtexttractie 50 tot 250 m³/uur vrij. Concentraties van verontreinigende stoffen in de onttrokken lucht variëren van 100 tot 30.000 mg/m³.

Bij bodemluchtexttractie kan verontreinigd water vrijkomen in de vorm van condenswater of onttrokken grondwater ten behoeve van een grondwaterstandsverlaging. Afhankelijk van de lozingsnormen zal het vrijkomende grondwater moeten worden gezuiverd. Met behulp van bestaande zuiveringstechnieken zijn lage concentraties haalbaar. Na afsluiting blijken de concentraties in het grondwater met name in minder homogene en matig tot slecht doorlatende bodems vaak opnieuw te stijgen (rebound). Derhalve dient enkele maanden na stilzetting van de saneringsactiviteiten het grondwater nogmaals bemonsterd te worden alvorens een sanering wordt afgesloten.

Wanneer actief kool wordt gebruikt bij afgasreiniging kan dit als een afvalstroom vrijkomen. Bij hoge concentraties verontreinigende stof in de bodemlucht kan worden besloten de actieve kool te regenereren, waardoor de afvalstroom wordt verkleind.

Overlast zal met name bestaan uit geluid. In het algemeen worden de afzuigunits in een container geplaatst, deze container kan geluidsdicht worden gemaakt, waardoor er geen overlast zal ontstaan.

Voor bodemluchtextractie is met name het energieverbruik, en daaraan gerelateerd de luchtzuivering, bepalend voor de milieubelasting. Dit energieverbruik hangt samen met het debiet van de afgezogen lucht. Daarnaast speelt de gekozen luchtreinigingstechniek een belangrijke rol voor het energieverbruik, de hoeveelheid geproduceerd afval en het ruimtebeslag.

Bij bioventing geldt, zoals als bij natte reiniging, dat stimulering van de biologische processen relatief gunstig is in het kader van milieuverdiensten. Het eventuele energieverbruik van de stimulering van biologische processen dient natuurlijk wel verrekend te worden (Van der Gun et al., 2000 en EPA, 1997).

3.11.2. Concept 2: Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandverlaging

Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.1.4 'Onttrekken van water'.

3.11.3. Concept 3: Luchtzuivering

3.11.3.1. Principe

Adsorptie actief kool

Adsorptie d.m.v. actief kool, in patronen, als los gestort kool in een gepakt bed of als injectiesysteem gecombineerd met een doekfilter. De gasstroom wordt door het actief kool geleid, hier worden de te verwijderen componenten door adsorptie gebonden aan het actief kool. Adsorptie wordt bepaald door het type actieve kool, aard van het te adsorberen product, de contacttijd, de druk, de drukval, de temperatuur, zuurtegraad en de relatieve vochtigheid. Meestal wordt voor luchtbehandelings toepassingen gepelletiseerde actieve kool gebruikt, omwille van de minste luchtweerstand. De adsorptiecapaciteit varieert reeks met de concentratie en de partiële druk van de te adsorberen verbindingen en is omgekeerd evenredig met de temperatuur. De lucht mag niet te vochtig zijn (best < 60% relatieve vochtigheid) en stof, vetdruppeltjes en andere bestanddelen verhinderen de goede adsorptie. Adsorptie op actieve kool is niet gevoelig voor concentratieschommelingen en heeft geen gewenningstijd nodig zoals dit bij voornamelijk biologische systemen wel het geval is. Tevens vraagt adsorptie aan actieve kool geen ingewikkelde besturingssystemen zoals eventueel andere doseersystemen van chemicaliën dit wel kunnen vragen. Na het bereiken van de verzadigingsgraad van het actief kool dient dit vervangen te worden door verse. Het beladen actief kool kan als (chemisch) afval worden afgevoerd of worden geregenereerd bij een verwerker.

Actieve koolfiltratie wordt zowel in vaste als mobiele filters aangeboden. Voor het behandelen van onttrokken bodemlucht en/of proceslucht kunnen mobiele actieve filters gebruikt worden. Voor luchtzuivering kunnen deze reeds ingezet worden vanaf 100 m³/h tot 30.000 m³/h per mobiele actieve koolfilter. Deze mobiele units kunnen overal on-site geplaatst worden voor actieve kool adsorptie. Als de actief kool verzadigd is, wordt de filter op z'n geheel vervangen door een andere unit met verse actieve kool. Dit biedt voordelen als het flexibiliteit en direct gebruiksklaar, snelle en eenvoudige installatie, veilig voor de omgeving, geen overbodige handeling bij omwisseling, opstelling in serie of parallel mogelijk en geen investeringskost bij huur.

Biofiltratie

Een biofilter bestaat uit met biologisch materiaal gepakt bed, dat soms uit 2 of 3 lagen bestaat. De gasstroom wordt door het gepakte bed geleid waar door ad- en absorptie de verontreinigingen door het filtermateriaal worden opgenomen. De componenten worden vervolgens door micro-organismen afgebroken. Het filter wordt (discontinu) bevochtigd met water. De biologische afbraak vindt plaats in de waterfilm. Het filtermateriaal kan bestaan uit compost, turf, heide of een combinatie van materialen. Afhankelijk van het type verontreiniging bedraagt de gemiddelde afbraakcapaciteit in een biofilter 5-10 g per uur aan koolwaterstoffen per m³ filtermateriaal. Het bij deze techniek van belang deze zeer frequent en goed op te volgen om een goede werking ervan te garanderen.

Naverbranden

Naverbranders worden ingezet bij het verbranden van afgasstromen die vrijkomen bij reiniging van met organische componenten verontreinigde grond, met name oplosmiddelen en geur. Het doel van de naverbranding is het omzetten van de brandbare componenten in de afgasstroom tot producten die geen of minder luchtverontreiniging veroorzaken. Er wordt onderscheid gemaakt tussen katalytische en thermische naverbranders.

Katalytische verbranding:

Deze oxidatie gebeurt met behulp van een katalysator bij een temperatuur van 400 °C.

Nadat adsorptie op het actieve katalysatorbed heeft plaatsgevonden, treedt de gewenste oxidatiereactie op aan de fasegrens, waarna het katalysatorbed opnieuw beschikbaar is voor adsorptie van te oxideren componenten. Voor autotherme procescondities is in het algemeen een concentratie aan vluchtige organische stoffen van minimaal 3-5 g/m³ vereist. Derhalve wordt katalytische verbranding vooral bij hoge temperaturen toegepast.

Thermische verbranding:

In een verbrandingsoven worden de verontreinigingen bij een temperatuur van circa 800 °C onder toevoer van lucht met behulp van een vlam geoxideerd. In het geval het gehalte aan vluchtige organische stoffen te laag is, dient extra brandstof te worden gedoseerd. De verbrandingswarmte kan met behulp van een warmtewisselaar worden teruggewonnen waardoor bespaard kan worden op extra brandstof. Voor autotherme procescondities is in het algemeen een concentratie aan vluchtige organische stoffen van minimaal 5-10 g/m³ vereist (Van der Gun et al., 2000)

3.11.3.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Adsorptie actief kool

Voor luchtzuivering wordt vaak geëxtrudeerde actieve kool gebruikt. Deze kool wordt gebruikt voor oa. verwijdering van TOC en VOS, ontgeuring, enz... Actieve kool kan chemisch geïmpregneerd worden om zijn activiteit te verbeteren door chemisorptie. Ter informatie worden in onderstaande tabel enkele types impregnaties vermeld.

Tabel 3.23: Overzicht van een aantal impregneringschemicaliën met hun toepassing (Ecotips, 1999)

Actieve kool geïmpregneerd met:	Verwijderen van ... uit de gasstroom
Zwavelzuur	Ammoniak, amines, kwik
Zwavel	Kwik
Fosforzuur	Ammoniak, amines
Kaliumcarbonaat	Zure gassen (HCl, HF, SO ₂ , H ₂ S, NO ₂ , ...), CS ₂
Kaliumiodide	H ₂ S, PH ₃ , Hg, AsH ₃ , radioactieve gassen
Kaliumpermanganaat	H ₂ S uit zuurstofloze gassen
Ijzeroxide	H ₂ S, mercaptaan
Magnesiumoxide	Aldehydes
Zinkoxide	Waterstofcyanide
Zinkacetaat	Vinylacetaat
Chroom-koper-zilverzouten	Fosgeen, chloor, arseen, chloropicrin, sarin en andere zenuwgassen
Zilver	P en As (ook tegen bacteriegroei op actieve kool)
Triethyleendiamine	Radioactieve componenten

De te reinigen luchtstroom mag maximaal 5 mg/m³ aan vaste bestanddelen bevatten. Voor het behalen van een hoge beladingsgraad is het van belang dat er geen condensatie kan optreden in het filter. Dit kan worden voorkomen door waterdamp verzadigde luchtstromen tot 10-15 °C te verwarmen. De relatieve vochtigheid moet kleiner zijn dan 60%. Een te hoge vochtigheid verlaagt de adsorptiecapaciteit. De hoeveelheid specifieke component die een kolom kan adsorberen, hangt af het type actieve kool, de vervuiling, de concentratie en de temperatuur. De adsorptiecapaciteit bedraagt circa 6-10% van de massa actieve kool.

Onder normale procesomstandigheden zijn verwijderingsrendementen haalbaar van > 95%. Onderstaande rendementen of concentraties werden gemeld bij zuivering met actieve kool (www.infamil.nl):

- KWS: 5-100 mg/m³
- Geur: 80-95% rendement
- Kwik: < 0,05 mg/Nm³
- Dioxine: < 0,1 ng TEQ/Nm³
- H₂S: 80-95%

Metingen door Vito voor en na actief koolfiltratie bij landfarming en biobed in gesloten hal gaven volgende resultaten:

Tabel 3.24: Gemeten concentraties voor en na een actief koolfilter bij landfarming (Vito rapport nr. 2002/MIT/R/222)

	Voor actief koolfilter	Na actief koolfilter	Algemene emissiegrenswaarde ^a	Omgevingslucht ^b
	Concentratie (µg/Nm ³)		Conc. (µg/m ³)	
Benzeen	499	124	5.000	1
Tolueen	3.602	126	100.000	20
Ethylbenzeen	1.073	89	100.000	9
Xyleen	5.360	335	100.000	46
Trimethylbenzenen	2.777	135	100.000	29

- a. algemene emissiegrenswaarden (artikel 4.4.2 in bijlage Vlare II)
- b. concentraties gemeten windopwaarts van de hal waar men de landfarming uitvoerde

Tabel 3.25: Gemeten concentraties voor en na een actief koolfilter bij biobed
(Vito rapport nr. 2002/MIT/R/207)

	Voor actief koolfilter	Na actief koolfilter	Omgevingslucht ^a
	Concentratie ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)		Conc. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Benzeen	<2	<2	<2
Tolueen	59	<2	4
Ethylbenzeen	16	<3	<3
Xyleen	221	<4	<4
Trimethylbenzenen	125	<4	<4

a. achtergrondwaarden uit literatuur

Biofiltratie

Biofiltratie wordt ingezet voor geurbestrijding en de reductie van KWS-emissies. Voor het behalen van goede verwijderingsrendementen is het noodzakelijk, dat het biofilter voldoende wordt bevochtigd. Een frequente controle op de werking van het biofilter is noodzakelijk. De luchttemperatuur dient tussen de 10-40 °C liggen. Gechloreerde koolwaterstoffen worden over het algemeen onvoldoende biologisch afgebroken in een biofilter. Sommige chloorhoudende oplosmiddelen kunnen wel biologisch worden afgebroken. Hierbij kan verzuring optreden van het filtermateriaal ten gevolge van de vorming van HCl.

Voor biofilters geldt in het algemeen een concentratiebereik tot maximaal 1 g/m³ van verontreinigingen in de luchtstroom. Biofilters zijn ongeschikt voor reiniging van verzurende componenten zoals ammonia en H₂S omdat neutralisatie niet mogelijk is.

De verwijderingsrendementen variëren van 50-75% onder normale procesomstandigheden.

Een biofilter wordt bij bodemsaneringsprojecten eerder zelden ingezet vanwege de aangegeven beperkingen (ervaring: 1 op 80 werven).

Onderstaande rendementen werden gemeld (factsheets luchtmissiebeperkende technieken Infomil, Van Deynze et al., 1998):

- KWS: 75-95% (<5 mg/m³)
- Geur: 75-95 (< 5.000 ge/m³)
- Tolueen: 80-95% (< 5 mg/m³)
- Styreen: 80-90% (< 10 mg/m³)

Naverbranden

Katalytische verbranding:

De aanwezigheid van onder meer stof, vetdeeltjes, zware metalen, chloor- en zwavelverbindingen kunnen aanleiding geven tot vervuiling en vergiftiging van de katalysator.

Er zijn specifieke katalysatoren die geschikt zijn om luchtstromen met vluchtige chloorhoudende oplosmiddelen te reinigen. Daarnaast moet rekening worden gehouden met de explosiegrenzen (25% LEL). Bij verbranding van te hoge concentraties kan de katalysator gedeactiveerd raken door plaatselijk te hoge temperaturen in het katalysatorbed (hot spots). Het verwijderingsrendement bedraagt circa 98%.

Thermische verbranding:

Bij thermische verbranding worden meestal luchtstromen verbrand met een maximale concentratie aan brandbare verontreinigingen overeenkomend met 25% van de onderste explosiegrens (LEL). Speciale voorzieningen moeten zijn getroffen om vlamterugslag in de leiding te voorkomen.

Katalytische/thermische verbrandingsunits worden pas ingezet wanneer deze autotherm kunnen werken, dwz. bij zeer hoog beladen afgasstromen t.h.v. het influent.

Vaste bestanddelen in de gasfase kunnen verstoppingen veroorzaken.

Afhankelijk van de verbrandingscondities is het verwijderingsrendement groter dan 90-99%.

Een andere bron (factsheets luchtmissiebeperkende technieken Infomil) vermeldt volgende rendementen voor katalytische naverbranding:

- Geur: 80-98%
- VOS: < 20-50 mg/Nm³

3.11.3.3. *Kosten*

Adsorptie actief kool

De kosten van een actieve koolfilter zijn afhankelijk van de concentratie en het debiet van de gasstroom als natuurlijk de standtijd van het filter. De exploitatiekosten zijn afhankelijk van het verbruik aan luchtactieve kool en van de doorslagfrequentie van het actieve koolfilter (Van Deynze et al., 1998). Het OVB (2004) rekent hiervoor een 250 à 500 euro per maand voor installatie met een capaciteit van 1000Nm³ per uur. Kosten berekend voor een lucht actief kool filter gebaseerd op huurprijzen (logisitcon, verhuurgids, 1999) vanaf 50 weken:

- debiet 5-15 m³/u: 0,070-0,036 euro/m³
- debiet 20-30 m³/u: 0,038-0,033 euro/m³
- debiet 40-50 m³/u: 0,034-0,029 euro/m³

Inclusief in deze prijs is het combineren met een heater, energiekost en onderhoud. Bij gebruik van een lucht actief kool filter met heater wordt een beladingsgraad geschat van 15 à 20%. Niet in de prijs inbegrepen is de kost van actief kool, hetgeen 4,6 euro/kg (460 kg/m³) kost voor nieuwe luchtkool of 3.06 euro/kg voor gereactiveerde kool (400 kg/m³). Het afvoeren van actief kool heeft een meerkost van 0.1 euro/kg bij storten of 0.5 euro/kg bij afvoer als chemisch afval.

De kosten voor de huur, onderhoud, mob en demob van de installatie variëren tussen 2.500 en 3.500 euro per maand (KVIV studiedag, 2003).

Biofiltratie

De kostenbepalende parameters bij filtratie zijn het debiet, de concentratie, het type component en het gewenste rendement.

OVB (2004) stipuleert een kost van € 350-800 per maand, met als kostprijs voor de hulpstoffen 150-400 per m³.

Kosten berekend voor een biofilter gebaseerd op huurprijzen (verhuurgids, 1999) vanaf 50 weken:

- debiet 5-10 m³/u: 0,370-0,252 euro/m³
- debiet 15-20 m³/u: 0,157-0,127 euro/m³
- debiet 30-50 m³/u: 0,097-0,075 euro/m³

In deze prijs inbegrepen is de vulling van de biofilter, energiekost en onderhoud, evenals een opvoerpomp die nageschakeld wordt. Een sproeisysteem is niet in de prijs inbegrepen.

Naverbranden

Katalytische verbranding:

De investeringskosten bedragen circa 10 tot 40 euro per m³/uur voor de katalytische naverbrander (www.Infomil.nl). De investeringskosten voor het katalysator materiaal bedragen 1,5 tot

17,5 euro per m³/uur te behandelen afgas. Volgens OVB (2004) bedraagt de exploitatiekost voor een installatie on-site van 1000Nm³/uur € 3500 per maand. Het naverbranden is slechts interessant vanaf een concentratie van 2g/Nm³. De energiekost kan variëren van 0 tot 35 kW.

Thermische verbranding:

Voor het thermisch verbranden van bodemlucht worden de investeringskosten ingeschat op ca. 10.000 tot 50.000 euro per 1000 m³ per uur. De exploitatiekosten bedragen circa 2000 tot 14.000 euro per jaar voor 1000Nm³/h (Lemmens B. et al., 2004).

Ter info: rekennota katalytische oxidatie versus actief koolfiltratie (KVIV studiedag, 2003)

Situatie: periode van katox(2 maanden): 1200 kg aan VOS werd geoxideerd met een verwijderingsrendement van 20 kg/dag

Kostprijs exploitatie katox:

- mobilisatie, installatie en demobilisatie (inc. opstartfase) = 7.500 euro
- exploitatie (huur, onderhoud, ...): 2 maand × 4000 euro = 8.000 euro
- energiekost (vooral op einde) = 1.500 euro
- TOTAAL = 17.000 euro

In geval van actief kool: adsortiegraad 15% 8.000 kg actief kool nodig

- mobilisatie, installatie, demobilisatie = 1.500 euro
- exploitatie (huur, onderhoud...) 2 maanden × 575 euro = 1.150 euro
- energiekost (heater) = 350 euro
- verbruik actief kool (incl. levering/verwerking) = 24.000 euro
- TOTAAL = 27.000 euro

3.11.3.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Adsorptie actief kool

Na het bereiken van de verzadigingsgraad van het actief kool dient dit vervangen te worden door verse. Het beladen actief kool kan als (chemisch) afval worden afgevoerd of worden geregeneerd bij een verwerker. Het beladen actief kool wordt in de praktijk alleen geregeneerd indien het niet toxische KWS bevat (zoals de meeste oplosmiddelen). In andere gevallen dient het te worden gestort of verbrand.

Indien de lucht moet worden verwarmd is er sprake van een energieverbruik. Dit energieverbruik is gering, nl. ca. 0,5 kWh/1000 m³.

Biofiltratie

Het milieurendement van een biofilter is hoog vanwege het relatief lage energieverbruik en de omzetting van de verontreinigingen in CO₂ en water (mineralisatie van de koolwaterstoffen).

Na circa 2 tot 5 jaar moet het filtermateriaal worden vervangen. In een beperkt aantal gevallen kan het filtermateriaal worden hergebruikt als potgrond of compost, vaak kan het worden gestort of eventueel dient het als chemisch afval te worden verbrand. Het vrijkomend percolaatwater uit het filtermateriaal bevat naast afbraakproducten van de verwijderde componenten ook organische resten van het filtermateriaal.

Naverbranden

Het katalysatormateriaal dient eenmaal in de 2 tot 5 jaar te worden vervangen. Hierbij ontstaat een vaste afvalstroom. De luchtmissies bij katalytische verbranding zijn kleiner dan bij thermische verbranding.

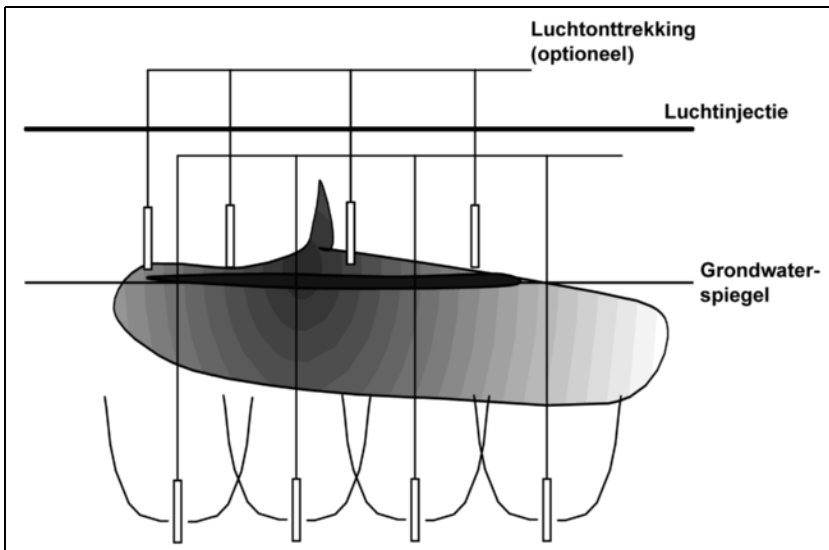
Bij verbranding kunnen afhankelijk van de aard van de vluchtige organische stoffen en de condities waaronder verbranding plaatsvindt CO, NO_x, SO₂, HCl en eventuele dioxinen worden gevormd. Bij de verbranding van gechloreerde koolwaterstoffen wordt HCl gevormd waardoor de afgasstroom moet worden gereinigd met een gaswasser.

Er is kans tot explosiegevaar, er moet rekening worden gehouden met de explosiegrenzen (25% LEL).

3.12. Traject 11: Persluchtinjectie

3.12.1. Concept 1: Injectie van lucht ten behoeve van in-situ strippen van vluchtige pollutanten uit het grondwater

3.12.1.1. Principe



Figuur 3.30: Schema Persluchtinjectie

In situ persluchtinjectie is een techniek waarbij lucht onder druk in de bodem wordt geïnjecteerd. Persluchtinjectie vindt plaats in de verzadigde zone waarbij vluchtige verontreinigingen vanuit de waterfase worden overgedragen aan de perslucht. Door toevoer van lucht ontstaat een turbulente zone in de bodem waardoor het contact tussen grondwater en bodem wordt vergroot en de overdracht van verontreinigingen wordt gestimuleerd. De lucht stijgt via de poriën op naar de onverzadigde zone, waar ze opgevangen wordt door middel van bodemluchtextractie. Om ongecontroleerde laterale verspreiding van verontreinigingen via het grondwater te voorkomen wordt persluchtinjectie in de regel gecombineerd met grondwateronttrekking.

3.12.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Het injecteren van lucht is tot nu toe met name in goed doorlatende heterogene bodems uitgevoerd (permeabiliteit $> 10^{-3}$ m/sec). Bij lagen met een doorlatendheid kleiner dan 10^{-3} m/sec kunnen verontreinigende stoffen slechts via langzame diffuse overdracht worden verwijderd of afgebroken, waardoor een langere tijd nodig is voor sanering. De efficiëntie van de sanering kan door intermitterend of met een lager debiet te injecteren worden vergroot (OVAM, 2002b)

Indien verontreinigende stoffen vluchtig en afbreekbaar zijn is het moeilijk om onderscheid te maken tussen persluchtinjectie en biosparging aangezien een deel van de verontreinigende stof gestript wordt uit de verzadigde zone en vervolgens afbraak hiervan in de onverzadigde zone plaatsvindt.

Persluchtinjectie met als doelstelling het strippen van de verontreinigende stoffen in de verzadigde zone wordt vrijwel altijd uitgevoerd in combinatie met bodemluchtextractie in de onverzadigde zone. Het bodemluchtextractie systeem vangt de gestripte verontreinigende stoffen af. In enkele gevallen blijft de bodemluchtextractie achterwege en fungeert de onverzadigde zone als bioreactor.

De techniek wordt ook meer en meer toegepast als aanvulling op het onttrekken van grondwater. Deze aanvulling kan tot een toename van het saneringsrendement leiden omdat door de luchtinjectie een verticale transportcomponent wordt toegevoegd aan de horizontale component die door onttrekken van grondwater wordt gerealiseerd.

3.12.1.3. Kosten

De investeringskosten voor het aanbrengen van persluchtinjectie (installatie inclusief plc sturing en compressoren) zijn sterk afhankelijk van de grootte van de locatie. De installatiekosten van de filters bedragen ca. € 50-100/m (Van der Gun et al., 2000). De exploitatiekosten voor een basisuitvoering, voor 50 m³/uur en 2 bar overdruk, € 750-1500 per maand (OVV, 2004).

3.12.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Voor de milieubelasting wordt verwezen naar bodemluchtonttrekking.

Wanneer lucht in de bodem wordt geïnjecteerd kan er lucht via het bodemoppervlak ongecontroleerd ontsnappen. Om dit te voorkomen dient er indien nodig een luchtonttrekkingsdrain te worden gelegd.

Evenals bij bodemluchtextractie is met name het energieverbruik, en daaraan gerelateerd de luchtverontreiniging, bepalend voor de milieubelasting. Dit energieverbruik hangt samen met de gebruikte debieten en drukken. Over het algemeen is het energieverbruik van persluchtinjectie hoger dan bij bodemluchtextractie en neemt het energiegebruik toe met de diepte van injectie t.o.v. het grondwaterniveau.

Persluchtinjectie wordt meestal gecombineerd met bodemluchtextractie in de onverzadigde zone. Bij het berekenen van de milieuverdienste moet met deze combinatie rekening gehouden worden.

Na afsluiting van de persluchtinjectie blijken de concentraties in het grondwater met name in minder homogene en matig tot slecht doorlatende bodems vaak opnieuw te stijgen (rebound). Derhalve dient enkele maanden na stilzetting van de saneringsactiviteiten het grondwater nogmaals bemonsterd te worden alvorens een sanering wordt afgesloten.

3.12.2. Concept 2: Luchtzuivering

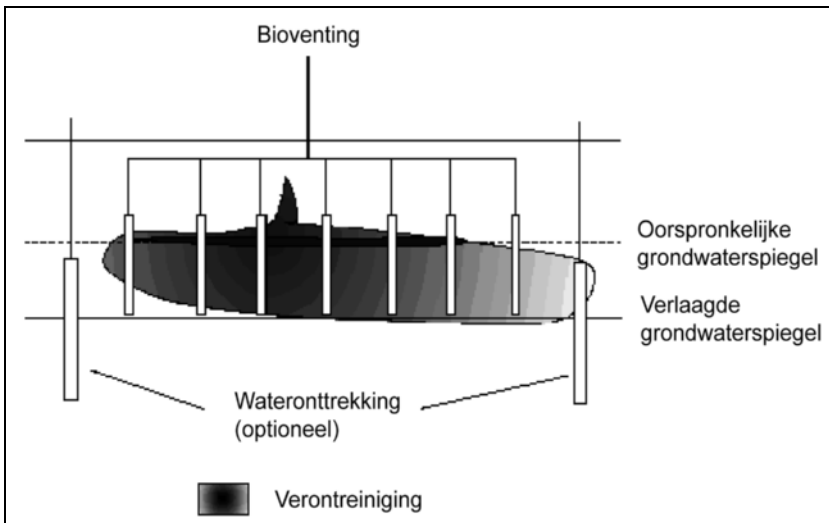
Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.11.3 ‘Luchtzuivering’

3.13. Traject 12: Bioventing

3.13.1. Concept 1: Onttrekken van bodemlucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de polluenten

3.13.1.1. Principe

Techniek: verticale filters, drain



Figuur 3.31: Schema Bioventing

Biologische bodemluchtonttrekking is een techniek waarmee afbreekbare verontreinigingen in de onverzadigde zone gesaneerd kunnen worden. Door het aanleggen van een onderdruk of overdruk in de bodem vindt verversing van de bodemlucht plaats met buitenlucht. Door deze verversing wordt zuurstofhoudende lucht in de bodem gebracht waardoor de aërobe biologische activiteit van de micro-organismen wordt gestimuleerd. Het aereren van de bodem voor het stimuleren van de biologische activiteit ook wel aangeduid als bioventing.

Indien vluchtige verontreinigingen aanwezig zijn, kan tevens vervluchtiging optreden waardoor verontreinigde lucht wordt onttrokken, welke gezuiverd dient te worden. Indien de concentraties in de bodemlucht dermate laag zijn dat lucht zonder verspreidingsrisico's kan worden geïnjecteerd, heeft dit de voorkeur.

De hoeveelheid te onttrekken of injecteren lucht wordt bepaald door hoeveelheid aanwezig en afbreekbaar product. De daartoe benodigde onder- of overdruk wordt bepaald door de permeabiliteit van de ondergrond.

Indien de verontreinigingen voor een deel in de verzadigde zone aanwezig zijn, kan de onverzadigde zone vergroot worden door het onttrekken van grondwater. Dit kan uitgevoerd worden in een separaat grondwater en bodemluchtonttrekkingssysteem of in een gecombineerd grondwater- en bodemluchtonttrekkingssysteem (bioslurping) waarbij gelijktijdig lucht en water uit een filter wordt onttrokken.

Bodemlucht kan worden onttrokken of geïnfilteerd via verticale filters of horizontale drains. Indien er bebouwing aanwezig is kunnen met behulp van gestuurde spoelboringen of persboringen horizontale drains onder de bebouwing worden aangebracht, om een gerichte onttrekking van lucht mogelijk te maken.

3.13.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Verontreinigingstype

Verbindingen met een dampspanning van tenminste 100 N/m², of een Henri Coëfficiënt van 0,01 (dimensieloos) worden met deze techniek naast gestimuleerde afbraak ook vervluchtigd. Verontreinigingen die biologisch afbreekbaar zijn kunnen met deze techniek gesaneerd worden. Olieverontreinigingen met een ketenlengte groter dan C30 moeten als in situ niet reinigbaar met luchtextractie/bioventing worden beschouwd.

Eventuele drijf- of zaklagen dienen voorafgaand aan de sanering verwijderd te worden omdat deze de sanering niet uitvoerbaar maken.

Bodemtype

De bodem dient een minimale doorlatendheid van 10⁻⁶ m/s te hebben. Bij doorlatendheden van meer dan 10⁻⁵ m/s kan bodemluchtextractie zonder meer goed toegepast worden. Een heterogene bodemopbouw kan negatieve invloed hebben op enerzijds de saneringsduur en anderzijds het saneringsresultaat, omdat minder goed doorlatende lagen slechter doorstroomd worden met lucht.

Heterogeniteit kan tevens de invloedssfeer sterk wijzigen. Door het uitvoeren van een pilot test in het veld kan hieromtrent meer zekerheid worden verkregen. De doorlatendheid van een homogene slecht doorlatende bodem kan eventueel vergroot worden door de toepassing van fracturing.

De bodem dient voor een optimale biologische afbraak een droge stofgehalte van circa 90 tot 95% te bevatten. Een hoog organisch stofgehalte (> 1%) en de aanwezigheid van ijzer kunnen tot gevolg hebben dat een deel van de beschikbare zuurstof voor oxidatie van deze componenten leidt en daardoor niet beschikbaar is voor micro-organismen.

Vluchtige verontreinigingen

In goed doorlatende bodems (> 3 × 10⁻⁵ m/s) met een laag organische stofgehalte (< 0,3%) is de achtergrondwaarde haalbaar. Indien de bodem minder goed doorlatend (< 3 × 10⁻⁵ m/s), heterogeen van samenstelling is of een hoog organische stofgehalte (> 0,3%) bevat is een verhoogd eindgehalte te verwachten.

Afbreekbare verontreinigingen

In goed doorlatende bodems (> 3 × 10⁻⁵ m/s) met een laag organische stofgehalte (< 0,3%) is de achtergrondwaarde haalbaar voor benzines (BTEX verbindingen). Voor zwaardere olieveront-

reinigingen (koolwaterstofketens > C15) is de achtergrondwaarde niet haalbaar maar kunnen wel alle milieuhygiënische risico's weggenomen worden. Indien de bodem minder goed doorlatend ($< 3 \times 10^{-5}$ m/s), heterogeen van samenstelling is of een hoog organische stofgehalte (> 0,3%) bevat is een verhoogd eindgehalte te verwachten.

3.13.1.3. *Kosten*

De kosten van in situ saneringen middels bodemluchtextractie zijn afhankelijk van het type verontreinigingen en van de hoeveelheid verontreiniging. De exploitatiekosten van een basisuitvoering van max. 500 m³ per uur en 200 millibar onderdruk bedraagt € 750-1500 per maand, zonder leidingen en luchtbehandeling.

Voor de aanleg van de luchtonttrekkingfilters dient men € 50 tot 100 per meter filter en € 15 tot 200 per meter drain bij te rekenen.

De volgende kosten kunnen worden gehanteerd voor full scale in situ sanering met luchtonttrekking/injectie (kosten in euro/m³) (Van Deynze et al., 1998 en Van der Gun et al., 2000):

Aantal m3	< 1.000 m ³	1.000 tot 5.000 m ³	> 5.000 m ³
Benzines (C6-C14)	400	300	200
Zwaardere olie (C9-C30)	300	200	150
Chloorhoudende oplosmiddelen	500	350	300

3.13.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Het milieurendement van in situ saneringen is in het algemeen hoog in vergelijking met saneringen door ontgraving. Indien de verontreiniging vluchtig en afbreekbaar is kan de sanering gericht worden op de maximalisering van de biologische afbraak. Deze verhoging van het milieurendement brengt geringere energie en zuiveringskosten met zich mee, maar kan tevens een langere saneringsduur impliceren.

Het energieverbruik van een bodemluchtonttrekkingsunit voor circa 200 m³/uur ligt op ongeveer 2 kWh. Bij deze techniek komen geen reststoffen vrij.

3.13.2. **Concept 2: Luchtzuivering**

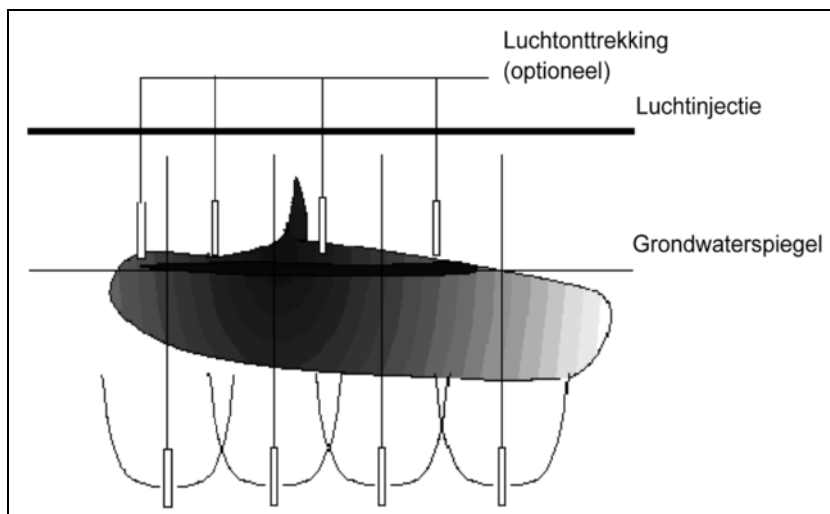
Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.11.3 'Luchtzuivering'

3.14. Traject 13: Biosparging

3.14.1. Concept 1: Injectie van lucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de pollutanten

3.14.1.1. Principe

Techniek: Verticale filters, drain



Figuur 3.32: Schema Biosparging

Biosparging is een techniek waarbij lucht wordt geïnjecteerd onder de grondwaterspiegel. Door deze luchtinjectie wordt het water met zuurstof verrijkt en wordt de biologische afbraak gestimuleerd. Tevens treedt vervluchtiging van verontreinigingen op. Typisch is dat de geïnjecteerde luchthoeveelheden geringer zijn dan bij sparging ten behoeve van vervluchtiging van verontreinigingen.

Eventueel vervluchtigde verbindingen kunnen ook in de onverzadigde zone nog afgebroken worden. Indien vluchtige afbreekbare verontreinigingen aanwezig zijn en er zijn potentieel bedreigde objecten in de omgeving (woningen), dient een bodemlucht-onttrekkingssysteem geïnstalleerd te worden om verspreiding van de vervluchtigde verbindingen tegen te gaan. De onttrokken lucht dient gezuiverd te worden.

Lucht wordt geïnjecteerd met behulp van compressoren met drukvaten (tot 10 bar) of blowers (tot 0,8 tot 1 bar) waarbij de injectiedruk (veelal variërend tussen 0,5 en 2 bar) afhankelijk is van de diepte onder de grondwaterspiegel en de doorlatendheid van de bodem.

Het pulserend injecteren van lucht geeft betere resultaten (grotere invloedstraal) dan het continu injecteren. In de regel wordt gebruik gemaakt van verticale luchtinjectiefilters. Horizontale luchtinjectiefilters geven bij lange filterlengten (> 2 meter) een ongelijkmatige verdeling van de ingebrachte lucht.

De invloedstraal wordt bepaald door de bodemopbouw (gelaagdheid) maar kan echter gevarieerd worden door de diepte van het filter ten opzichte van de grondwaterstand en door de injectiedruk en de hoeveelheid lucht die geïnjecteerd wordt. Over het algemeen wordt de vuistregel gehanteerd dat de invloedstraal van een persluchtfilter recht evenredig is met de diepte van het filter onder het grondwaterniveau (tot dieptes van circa 10 m onder grondwater). Indien meer zekerheid omtrent de invloedstraal vereist is, kan dit door middel van een kort-lopend veldexperiment worden verkregen.

Het te injecteren luchtdebiet wordt bepaald door de zuurstofvraag vanuit het bodemvolume dat door de luchtinjectie wordt beïnvloed en door de totaal aanwezige vracht aan verontreinigingen. Aan de hand van zuurstofmetingen in het grondwater (respiratie) kan worden bepaald wat de zuurstofvraag is. Over het algemeen worden tijdens de luchtinjectie injectiedebieten van 5 tot 20 m³/uur per filter toegepast.

Een voordeel van deze techniek is dat geen onttrekking van water behoeft plaats te vinden. Er is echter nog maar weinig bekend in hoeverre luchtinjectie een grondwaterstroming veroorzaakt. Onderzoekresultaten tonen tot nu toe aan dat de door sparging opgewekte grondwaterstroming slechts beperkt is.

3.14.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Verontreinigingstype

Toepassing van deze techniek is mogelijk voor verontreinigingen die onder aërobe condities afbreekbaar zijn (zoals olieverontreinigingen met een ketenlengte tot C30 en aromaten).

Daarnaast worden vluchtige verbindingen (olieverontreinigingen kleiner dan C12 en chloorethenen) met een dampspanning van tenminste 100 N/m², of een Henri Coëfficiënt van 0,01 (dimensieloos) met deze techniek ook verwijderd als gevolg van uitdamping. Niet vluchtige drijfslagen dienen voorafgaand aan de sanering verwijderd te worden.

Bodemtype

De bodem dient een minimale doorlatendheid van 0,1 m/dag te hebben. Bij doorlatendheden van meer dan 1 m/dag kan persluchtinjectie zonder meer goed toegepast worden. Een heterogene bodemopbouw kan echter negatieve invloed hebben op het saneringsresultaat, omdat minder goed doorlatende lagen slechter doorstroemd worden met lucht en omdat lucht via deze lagen kan afstromen en daardoor een oncontroleerbare situatie ontstaat.

Bij heterogene pakketten kan daarom beter gestart worden met een pilot-plant zodat onderzekerheden nader onderzocht kunnen worden.

Ten gevolge van de injectie van lucht zal het in de bodem aanwezige ijzer oxideren (van Fe(II) naar Fe(III)). Een negatieve invloed van hoge ijzergehalten in het grondwater op de effectiviteit van persluchtinjectie is niet bekend uit praktijkgegevens.

Met behulp van persluchtinjectie kunnen de concentraties in de grond en het grondwater worden teruggebracht tot 15% van de aanvangsconcentratie binnen twee tot vier jaren. Na afsluiting van de sparging blijken de concentraties in het grondwater met name in minder homogene en matig tot slecht doorlatende bodems vaak opnieuw te stijgen (rebound). Derhalve dient enkele maanden na stilzetting van de saneringsactiviteiten het grondwater nogmaals bemonsterd te worden alvorens een sanering wordt afgesloten.

De gehalten in de grond kunnen minder efficiënt worden gereduceerd dan bij bioventing/ bodemluchtexttractie, omdat de mate van beluchting en de dichtheid van luchtkanalen minder groot is.

3.14.1.3. *Kosten*

Biosparging is een relatief goedkope techniek om grondwater te voorzien van zuurstof ter stimulering van aërobe polluentafbraak. Dit verklaart het succes van de basistechniek en waarom er veel onderzoek naar is uitgevoerd.

De kosten van de uitvoering van een persluchtinjectie bedragen gemiddeld 12,5 tot 25 euro per m³ exclusief de luchtonttrekking en -zuivering.

Het aanbrengen van luchtinjectiefilters kost circa 250 tot 500 euro. Het aanbrengen van een luchtinjectieinstallatie kost circa 5000 tot 10.000 euro

De kosten van een eventuele haalbaarheidsproef van (bio)sparging bedraagt circa 12.500 tot 20.000 euro.

3.14.1.4. *Milieubelasting en te nemen maatregelen*

Voor het injecteren van lucht onder hoge druk in de bodem is een relatief grote hoeveelheid energie benodigd, 10 tot 50 kWh per m³ grond. Bij het inbrengen van lucht met lager drukken door middel van blowers is het energieverbruik veel minder (5-20 kWh per m³).

Bij deze techniek komen geen reststoffen vrij.

Zie eveneens paragraaf 3.12.1.4 'Milieubelasting persluchtinjectie'.

3.15. **Traject 14: In-situ thermische reiniging**

3.15.1. **Concept 1: Stoominjectie**

3.15.1.1. *Principe*

Techniek: Injectie van stoom in de bodem voor het genereren van warmte ten behoeve van het vervluchtigen van polluenten – combinatie noodzakelijk met bodemluchtexttractie/multifasenextractie

Stoominjectie kan zowel in de wateronverzadigde als verzadigde zone gebeuren. Het werkingsmechanisme is gelijk: geïnjecteerde stoom condenseert in de formatie rondom het injectiepunt, waarbij een grote hoeveelheid *latente warmte* vrijkomt die de formatie verwarmt. Het warme water verspreidt zich radiaal (*warmwaterfront*), daarbij het koude water verdringend (*koudwaterfront*). Zodra de temperatuur bij het injectiepunt voldoende is opgelopen, verspreidt zich de stoom zelf in de formatie. Het grensvlak tussen stoom en water noemt men het *stoomfront* (Vitorapportnr. 2004/MPT/R/042, 2004).

In geval een verontreiniging voorkomt in een concentratie groter dan het residueel gehalte, wordt de polluent mee verdrongen met de stromende vloeistof (eerst koud, dan warm water). Bij het opwarmen daalt de viscositeit van de polluentvloeistof en tevens de capillaire krachten waarmee de polluent in de poriën wordt vastgehouden. De residuele verzadigingsgraad daalt

daardoor. Tijdens het stijgen van de temperatuur neemt tevens de vervluchtiging toe; voor laagkokende pollutiemengsels zal op een zeker moment een distillatieproces optreden (koken van het pollutiemengsel). Het opwarmen leidt tevens tot een stijging van de oplosbaarheid van de pollutie in water en tot desorptie van aan vaste bodemdelen geadsorbeerde verontreiniging.

Het gebied binnen het stoomfront wordt het sterkst opgewarmd, waarbij ook de minder vluchtige verbindingen (kookpunten tot 300 °C indien de stoominjectie voldoende lang wordt aangehouden) worden vervluchtigd (strip-effect); de invloedzone van de stoomfase is echter kleiner dan de invloedzone van het warm-waterfront. De hoeveelheid aan residueel product dat achterblijft in de zone die enkel wordt doorspoeld met koud en/of warm water hangt af van de capillaire eigenschappen van de bodem (bodemtextuur!), de oppervlaktetensions-eigenschappen van de pollutie en de drukgradiënten die de verdringing veroorzaken. In de wateronverzadigde bodemlaag wordt in plaats van het koude grondwater, bodemlucht verdrongen uit de injectiezone.

Voor meer visceuse pollutievloeistoffen (b.v. bepaalde oliën) kan overigens verwacht worden dat de migratie niet als golf gebeurt maar dat voorkeursbanen worden gevolgd (“product fingering”).

Stoominjectie worden altijd uitgevoerd in combinatie met bodemluchtafzuiging.

3.15.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Bij stoomstrippen kunnen in principe stoffen verwijderd worden die bij 100 °C een dampspanning hebben van tenminste 100N/m² (puur product) of een Henry-coëfficiënt groter dan 10⁻⁵ atm.m³/mol.

Stoominjectie is vooral interessant voor de sanering van dieper voorkomende verontreiniging (diepten van meer dan 30 m kunnen worden bereikt). Voor ondiep voorkomende verontreiniging, mits relatief beperkt in omvang en geen bebouwing aanwezig is, blijft ontgraving doorgaans goedkoper dan stoominjectie/vacuümextractie.

Een ander belangrijk aandachtspunt is dat stoominjectie een “vloeistofgolf” veroorzaakt aan puur pollutie. Indien deze vloeistof een densiteit heeft groter dan 1, kan neerwaartse migratie optreden, ook omdat de viscositeit de capillaire krachten doet afnemen door de toenemende temperatuur. Indien een kleilaag voorkomt onder de verontreiniging, speelt dit probleem niet.

Een ander begrip is de stoomkwaliteit. Deze is gedefinieerd als de hoeveelheid vloeibaar water aanwezig in de dampfase. Bij 100% stoomkwaliteit bevindt zich geen vloeibaar water in de dampfase. De saneringsefficiëntie zou toenemen bij hogere stoomkwaliteit (Vitorapportnr. 2004/MPT/R/042, 2004).

3.15.1.3. Kosten

Daar er momenteel geen rvaring is met deze techniek op grote schaal, werden er geen concrete prijzen voor deze techniek teruggevonden.

Wel kunnen we aangeven dat in vergelijking met airsparging en biosparging deze installatie meer energie en andere materialen (staal/innox) voor leidingen vergt dan de installatie ingezet voor airsparging en biosparging (HDPE).

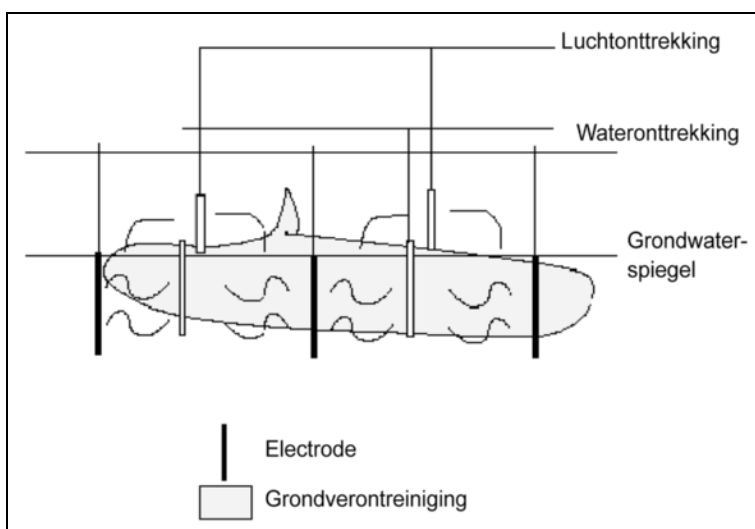
3.15.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Kosten liggen tussen 31 en 280 euro per ton, met een gemiddelde kostenvork van 40-120 euro/ton (KVIV studiedag 6 mei 2004, Marcel Kolle).

3.15.2. Concept 2: Stroominjectie

3.15.2.1. Principe

Techniek: *aanbrengen van een elektrisch veld in de bodem voor het genereren van warmte ten behoeve van het vervluchten van pollutenen-combinatie noodzakelijk met bodemluchtexttractie/multifasenextractie*



Figuur 3.33: Schema Stroominjectie

Naast stroominjectie, bestaan er andere manieren om de bodem te verwarmen om de pollutenen te mobiliseren uit de bodem. Eén daarvan is door gebruik te maken van de elektrische weerstand van de bodem: door stroom te sturen doorheen de bodem, warmt deze op. De stroom (3 of 6 fasen wisselstroom) wordt via verticale, schuine of horizontale elektrodes (aangebracht met gewone boormethoden) in de bodem gebracht; de warmte-energie die daarbij wordt ontwikkeld is gelijk aan $R \times I^2$ (thermisch vermogen ontwikkeld in een weerstand R; I is de stroomsterkte in ampère).

Omdat de elektrodes onderling uit fase zijn, stroomt de elektrische stroom van de ene elektrode naar alle omliggende elektrodes en vice versa. Het resultaat is een opwarming van de bodem, die zowel in de verzadigde als de onverzadigde zone kan worden gegenereerd. Omdat de stroom de weg kiest van de minste weerstand, zullen de bodemlagen die daarmee overeenstemmen, sterker verwarmd worden. Daar zal in-situ stoom worden gegenereerd, waarbij de contaminanten worden gemobiliseerd zoals hoger beschreven. Het grote voordeel van deze werkwijze is dat ook (en vooral) de slecht doorlaatbare bodemzones worden gereinigd.

Zoals bij stroominjectie, dient ook bij toepassing van stroominjectie een dicht netwerk van (multi-fase) extractiefilters te worden voorzien om de vrijkomende pollutanten op te vangen en ongewenste verspreiding (zowel verticaal, lateraal als naar de atmosfeer) te beperken.

3.15.2.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Verontreinigingstype

Deze techniek is alleen geschikt voor het vervluchtigen en mobieler maken van organische verbindingen. In tegenstelling tot bodemluchtextractie kunnen ook minder/niet-vluchtige verbindingen (zoals huisbrandolie) door middel van deze techniek worden gesaneerd.

Daarnaast kan electroreclamatie de verwijdering van drijfslagen ondersteunen, doordat de viscositeit van de olie wordt verlaagd door de stijging van de temperatuur.

Bodemtype

Om de elektrische stroom te kunnen geleiden dient de bodem hoge verzadigingsgraad met water te hebben, waardoor in goed doorlatende bodem de electroreclamatie dus niet in de onverzadigde zone kan worden toegepast. Wel kan er een beperkte verwarming van de onverzadigde zone verkregen worden als de daaronder gelegen verzadigde zone wordt behandeld met electroreclamatie.

Evenals bij andere in situ saneringstechnieken dient de bodem een voldoende doorlatendheid te hebben om de verontreinigingen via de waterfase en de luchtfase te kunnen transporteren. Omdat echter de eigenschappen van de verontreinigingen bij toenemende temperatuur wijzigen wordt door deze techniek de snelheid van processen vergroot en de toepassingen bij minder doorlatende bodems verbeterd.

Met behulp van stroominjectie kunnen vluchtige olieerontreinigingen volledig verwijderd worden. Ook niet vluchtige verontreinigingen (dieselolie, huisbrandolie) kunnen tegen economisch rendabele kosten tot een niveau van 100 tot 200 mg/kg verwijderd worden.

Door de verhoogde temperatuur wordt de snelheid van processen sterk vergroot waardoor deze techniek in kortere tijd dan bijvoorbeeld bodemluchtextractie tot resultaten leidt.

3.15.2.3. Kosten

De kosten van full scale toepassingen van stroominjectie in de verschillende projecten bedraagt 75 tot 325 euro /m³, met een gemiddelde van 125 euro /m³. Een vooronderzoek op laboratoriumschaal om de haalbaarheid van deze techniek te bepalen kost circa 3200 euro. De elektriciteitskosten vertegenwoordigen ongeveer 20% van de totale kosten (Vitorapportnr. 2004/MPT/R/042, 2004).

3.15.2.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Het energieverbruik is afhankelijk van het gewenste eindresultaat en bedraagt circa 50 tot 100 kWh/m³ bij een gemiddeld rendement van 85 tot 95%. Om te komen tot een volledige verwijdering tot aan de achtergrondwaarden zijn energieverbruiken van 200 tot 600 kWh/m³ nodig.

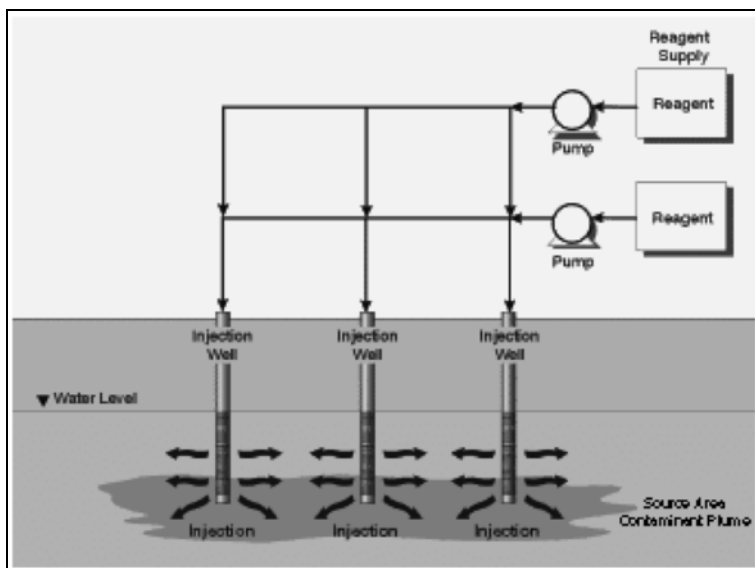
Ten gevolge van de hoge temperaturen en elektrische spanningen en stromen zullen passende veiligheidsmaatregelen getroffen moeten worden.

3.16. Traject 15: in-situ chemische oxidatie

3.16.1. Concept 1: Infilteren van waterige oplossing van oxidant of injectie van gasvormig oxidant ten behoeve van chemische destructie van pollutanten

3.16.1.1. Principe

Techniek: Permanganaat, persulfaat, Fenton's reagens, ozon



Figuur 3.34: Schema In situ chemische oxidatie
(<http://www.clu-in.org/download/remed/chemox.pdf>).

In-situ chemische oxidatie is een techniek gericht op de in-situ destructie van (organische) pollutanten door injectie van een oxidatiemiddel in de bodem, meestal de waterverzadigde zone. Beschreven oxidatiemiddelen die hiertoe worden gebruikt zijn permanganaat, peroxide (Fenton's reagens) en ozon; ook persulfaat is reeds als oxidans voorgesteld.

Een voorbeeld van in-situ oxidatie is de destructie van perchlooretheen (PCE) met permanganaat:



3.16.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

In-situ chemische oxidatie is geschikt voor de behandeling van kernzones van de meeste organische pollutanten zoals gechloroorede ethenen, PAKs en oliecomponenten. Het is niet of minder geschikt voor moeilijker oxideerbare verbindingen zoals chlooralkanen en verzadigde alifaten (oude, verweerde olie) of als brokken voorkomende polluties (agglomeraten als teerbrokjes, verfesten, e.d.) (<http://www.clu-in.org/download/remed/chemox.pdf>).

De techniek is met name geschikt voor goed tot matig doorlatende bodems met een grondwaterstand >1 m-mv. Indien de bodem slecht doorlaatbaar is, zijn speciale toedieningswijzen mogelijk zoals “deep soil mixing” en/of “fracturing” technieken. Natuurlijke organische stof (OS) en/of gereduceerde anorganische verbindingen zoals Fe^{2+} kan de benodigde hoeveelheid aan oxidans sterk doen toenemen: d.i. de z.g. matrixbehoefte van de grond. De matrixbehoefte dient steeds op voorhand te worden bepaald in het laboratorium. Een voorbeeld van een ‘lage’ matrixbehoefte voor permanganaat is 0,5 kg kaliumpermanganaat per m^3 nat aquifermateriaal; een ‘hoge’ waarde is 10 kg per m^3 .

Verdere belangrijke ontwerpfactoren/randvoorwaarden zijn:

- Totale vuilvracht;
- Organische stof in grond en grondwater;
- Chemische zuurstofvraag (COD);
- pH van grond en grondwater;
- Doorlaatbaarheid van de bodem en bodemtextuur en -opbouw;
- Redoxtoestand van de bodem en het grondwater (Eh, opgeloste zuurstof);
- Ijzer(II)gehalte van de grond en/of het grondwater;
- Alkaliniteit van bodem en grondwater (carbonaten en bicarbonaten zijn vrije-radikaalvormers);
- Permanganaatonzuiverheden (commercieel verkrijgbare permanganaat kan zware metalen bevatten zoals chroom);
- In-situ oxidatie van een verontreinigingskern kan inhiberend werken op in-situ reductieve bioremediatie van de pluim;
- Indien oxideerbare metalen voorkomen die geoxideerd meer mobiel of toxisch worden (zoals chroom), kan chemische oxidatie onwenselijk zijn;
- Fenton’s reagens en ozon zijn weinig stabiel in bodem/grondwater;
- Fenton’s reagens werkt optimaal bij pH 2-4 en is toepasbaar in een bodem met een pH tot 7; permanganaat werkt optimaal bij pH 7-8 (toepasbaar binnen 5-9); ozon werkt optimaal bij neutrale pH;
- Negatieve effecten kunnen zijn: gasproductie, sterke opwarming (m.n. bij toepassing peroxide), toxische bijproducten, reductie van alle biomassa (“bleken” van de bodem). Permanganaat kan moeilijker worden toegepast in een NAPL-kern wegens sterke mangaanoxide neerslagvorming met mogelijke “clogging”;
- Veenlagen zijn niet of moeilijk saneerbaar met in-situ oxidatie

Voor meer technische informatie over in-situ chemische behandeling verwijzen we naar volgende referentie: <http://www.clu-in.org/download/toolkit/inchem.pdf>.

3.16.1.3. Kosten

Een Amerikaanse referentie vermeldt een kostprijs die varieert tussen ca. 40 en 240 euro per m^3 te reinigen bodemvolume (http://www.gwrtac.org/pdf/Atlanta/Totalv3_ppt_%5BRead-Only%5D.pdf).

Volgens een Nederlandse leverancier bedragen de kosten 30 tot 80 euro/ m^3 , met een gemiddelde van 40-50 euro/ m^3 . De kosten van een vooronderzoek op laboratoriumschaal om de haalbaarheid van deze techniek te bepalen liggen in de orde van grootte van 2000-5000 euro (OVB, 2004), piloottesten kosten tussen € 30.000 tot 40.000.

Tabel 3.26: *Vergelijking kostprijs per kg oxidantia (OVAM, 2004)*

Oxidantia	Kost €/kg
Fenton's	2,1
Calcium-peroxide	2,1
Kaliumpermanganaat	4,1
Natriumpermanganaat	16,4
Natrium(per)sulfaat	2,8

3.16.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Bij correcte dimensionering (volledig verbruik van de toegepaste oxidantia in de verontreinigde bodemzone) is er nauwelijks sprake van enige milieubelasting; permanganaat wordt omgezet tot het onschadelijke mangaanoxide: een oxide dat ook van nature voorkomt in bodems. Wel dient te worden opgemerkt dat het grondwater een paarse kleur verkrijgt indien het geïnjecteerde permanganaat niet volledig reageert.

Bij gebruik van Fenton's reagens wordt geen schadelijk restproduct gevormd (volledige omzetting in water). Fenton's reagens kan wel leiden tot gasontwikkeling en opwarming waardoor verontreiniging ongecontroleerd zou kunnen uitdampen. In-situ oxidatie met Fenton's reagens zou daarom ook gecombineerd kunnen worden met bodemluchtextractie om de risico's te beperken.

3.17. Traject 16: In-situ bioremediatie

3.17.1. Concept 1: Infiltreren van nutriënten, bacteriën, elektronenacceptoren ten behoeve van aërobe biologische omzetting

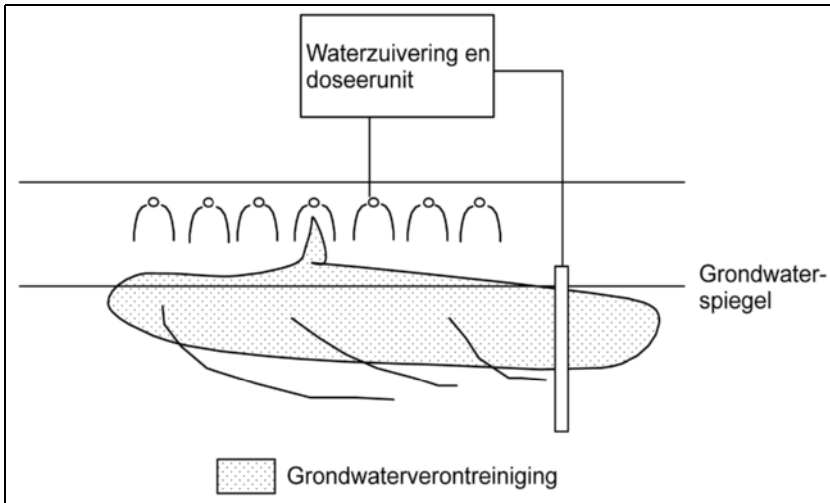
Concept 2: Injectie/infiltratie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische omzetting van chloorwaterstoffen

Concept 3: Injectie/infiltratie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische vastlegging van metalen (in-situ bioprecipitatie)

3.17.1.1. Principe

Techniek 1: Infiltratie van nutriënten, infiltratie van bacteriën, infiltratie van elektron-acceptor

Techniek 2: Infiltratie van HRC, melasse, protamylase, melkwei, melk, lactaat, ethanol,... eventueel in combinatie met nutriënten, sulfaat en/of bacteriën



Figuur 3.35: Schema Infiltratie ten behoeve van in situ sanering

De biologische afbraak van verontreinigingen (zowel in de verzadigde als onverzadigde zone) kan gestimuleerd worden door water met ‘additieven’ te infiltreren. Zowel de aërobe als de anaërobe afbraak kan gestimuleerd worden door het toevoegen van specifieke electronenacceptoren of stoffen die de anaërobe en eventuele anaërobe afbraak bevorderen. In de literatuurlijst is een overzichtsrappport opgenomen van de meest geschikte electronenacceptoren voor verschillende type verontreinigingen (OVAM 2003).

De meest toegepaste electronenacceptor is omgevingslucht, dat echter slechts in beperkte hoeveelheden kan oplossen in grondwater (tot ca. 10 mg/l) en derhalve snel geconsumeerd zal worden bij hogere concentraties aan organische verontreinigingen. Door gebruik te maken van (relatief duur) pure zuurstof kan de maximale oplosbaarheid van zuurstof in grondwater gerealiseerd worden (50 mg/l). Een nieuwe werkwijze om pure zuurstof diffusief aan te brengen in het grondwater is door gebruik te maken van het ISOC®-systeem. Dit is een sonde met een membraansysteem die in het grondwater wordt gehangen (peilbuis) en waarlangs pure zuurstof kan worden gedoseerd.

Door gebruik te maken van peroxide (ook onder ‘slow-release’ vorm b.v. ORC®) kunnen nog hogere gehalten aan zuurstof bereikt worden. Indien te hoge gehalte aan peroxide worden gedoseerd, kunnen voor bacteriën echter toxische omstandigheden ontstaan. Een alternatief voor zuurstof als electronenacceptor is nitraat, dat de anaërobe afbraak van aromaten stimuleert. Echter slechts een beperkt aantal verbindingen kunnen met nitraat als electronenacceptor afgebroken worden (benzeen en minerale olie worden bijvoorbeeld niet afgebroken, echter wel in de aanwezigheid van zeer geringe gehalte zuurstof (micro-aërofiel).

Door het toedienen van specifieke chemicaliën kan de cometabolische afbraak van diverse chloorhoudende verbindingen gestimuleerd worden. Recent is onderzoek aangevat om de in-situ biologische omzetting van met name vluchtige gechloreerde verbindingen te bestuderen. Daarnaast zijn er onderzoeken opgestart naar enerzijds in-situ biologische immobilisatie en anderzijds biologische uitspoeling van zware metalen.

Met behulp van drains, deepwells en verticale filters kan water worden geïnfiltreerd in de bodem. Indien extractie gewenst is dient de techniek gecombineerd te worden met een wateronttrekking, veelal gevolgd door een waterzuivering.

In-situ biorestauratie behoort tot de minder gangbare saneringstechnieken.

3.17.1.2. Toepassingsgebied en toepassingvoorwaarden

Ten gevolge van de trage doorspoeling van de bodem met water dient de doorlatendheid van de bodem ten minste 0,5 tot 1 m/dag te bedragen.

Het al dan niet slagen van biorestauratie door middel van infiltratie hangt verder in belangrijke mate af van de volgende factoren:

- Geochemische omzettingen (o.a. ijzerneerslag, gasvorming).
Doordat zuurstofloos ijzerrijk water in contact komt met zuurstof kan ijzer neerslaan.
- Hydrologische problemen (o.a. heterogeniteit van de bodem);
De doorlatendheid van de bodem in de verticale en horizontale richting is veelal moeilijk in te schatten door gebrek aan informatie omtrent de geohydrologische bodemopbouw;
- Fysische problemen (o.a. colloïdale verstoppingen);
Door de inspoeling van fijne deeltjes kan het infiltratiemiddel (en/of omstorting) verstopt raken;
- Biologie (o.a. toename van biomassa);
Door de toevoer van nutriënten of zuurstof kan de biologische activiteit verhoogd worden waardoor het infiltratiemiddel door microbiële groei verstopt kan raken;
- Technologische problemen (o.a. het plaatsen van te weinig onttrekkingsputten). De infiltratiecapaciteit van bijvoorbeeld een infiltratieput is veelal 50 tot 80% kleiner dan die van het onttrekkingsput.

3.17.1.3. Kosten

De kosten van een full-scale in-situ biorestauratie middels spoelen met water kunnen variëren van € 37 per m³ tot € 223 per m³. De kosten voor het aanleggen van infiltratiemiddelen zijn gelijkaardig als deze voor herinfiltratie van grondwater (zie paragraaf 3.4.2). De overige kosten zullen voor het grootste deel worden bepaald door de kosten voor de chemicaliën, die sterk afhankelijk zijn van het type en het voorkomen van de verontreiniging (Van Deynze et al., 1998 en Van der Gun et al., 2000).

3.17.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.1.4.4 ‘Milieubelasting onttrekken van water’ en paragraaf 3.4.2 ‘Infiltreren van water’

3.18. Traject 17: Reactieve schermen

3.18.1. Concept 1

Aanbrengen van een chemisch reactieve zone

Techniek: Nulwaardig ijzer, pillared clays

Aanbrengen van een adsorptieve zone

Techniek: Granulair actief kool, alumino-silicaten, zeolieten, pillared clays, veenbarrière, houtschors/houtkrulbarrière

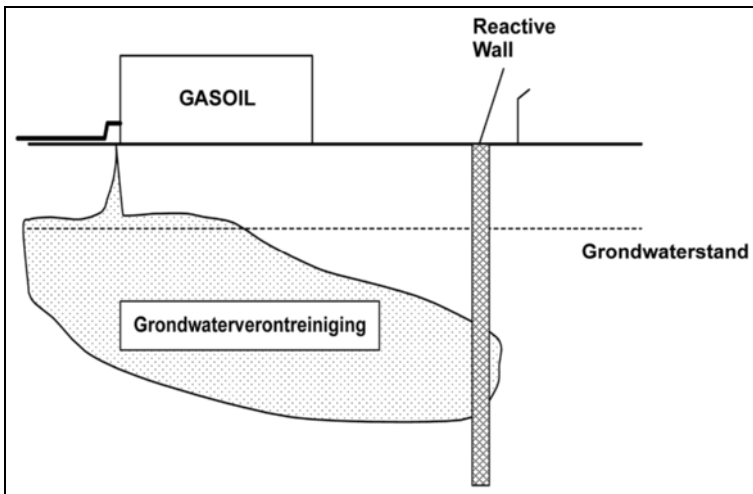
Aanbrengen van een biologische reactieve zone – aëroob

Techniek: iSOC, ORC, Peroxide

Aanbrengen van een biologische reactieve zone – anaëroob

Techniek: Infiltratie HRC, melasse, protamylase, melkwei, melk, lactaat, ethanol, ...eventueel in combinatie met nutriënten en/of bacteriën

3.18.1.1. Principe



Figuur 3.36: Schema Reactieve schermen

Het tegengaan van verspreiding van verontreinigingen via het grondwater kan worden bewerkstelligd door het aanleggen van een in-situ scherm (reactief scherm). Het scherm wordt loodrecht op de stromingsrichting van het grondwater in de pluim van de grondwaterverontreinigingen aangelegd. Om de grondwaterstroming naar een opening in het scherm te richten kan een ‘funnel en gate’ systeem worden aangelegd, bestaande uit een waterremmende of waterkerende schermwand (de funnel), die het water naar een opening (gate) in de wand leidt. In de opening kan een reactor of reactieve zone aangebracht worden. In het in-situ scherm of de in-situ reactor worden verontreinigingen vervluchtigd, afgebroken of vastgelegd

Een scherm dat op biologische wijze de verontreinigingen verwijderd, wordt ook wel een bioscherm genoemd.

Ter stimulering van de grondwaterstroming door het scherm, kan stroomafwaarts van het scherm eventueel bijkomend een wateronttrekkingssysteem aangelegd worden.

Er zijn vele uitvoeringsvormen denkbaar van in-situ schermen. Enkele systemen (met name persluchtinjectieschermen en schermen bestaande uit ijzermetaalkorrels) zijn reeds in de praktijk gebracht. Er zijn echter nog maar weinig goed-beschreven ervaringsgegevens in de literatuur.

Voor bijkomende technische informatie verwijzen we naar een rapport op http://www.clu-in.org/download/remed/tmt_wall.pdf.

3.18.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

De schermen moeten in staat zijn om gedurende langere tijd (jaren) zonder of met beperkt onderhoud de verspreiding van grondwaterverontreinigingen tegen te gaan. De schermen zijn niet zonder meer in staat om de verspreiding van drijflagen of zaklagen tegen te gaan.

Naar verwachting zijn de schermen met name voor biologisch afbreekbare verontreinigingen zeer goed in staat om verontreinigingen met een hoog rendement (> 90%) te verwijderen.

3.18.1.3. Kosten

De kosten voor het vooronderzoek, exclusief kosten voor haalbaarheidstest (op labo en pilootschaal), potentiebepaling, ontwerp, begeleiding en overleg, worden geraamd op € 12.500 tot € 50.000 per locatie (OVb, 2004). De kosten zijn afhankelijk van de complexiteit van het geval en de aanwezigheid van bestaande en bruikbare peilbuizen.

<http://www.rtdf.org/public/permbarr/> vermeldt een concreet voorbeeld van een reactief ijzer-scherm geplaatst op een met VOCl-verontreinigde site van een voormalige droogkuis in Duitsland. De wand was ca. 35m lang, 1 m breed en 11 m diep, gevuld met granulair ijzer/grind in een verhouding van 1:2. Het ontwerp kostte € 30.000; installatie inclusief reactief materiaal € 93.000 (ongeveer 500 euro/ton ijzer) en € 13.000 voor monitoring (plus €24.000 voor installatie van gasmeetapparatuur).

De kosten voor installatie van een biologisch reactief scherm zullen in dezelfde orde van grootte liggen; e.e.a. is uiteraard sterk afhankelijk van de uitvoeringswijze en aard van het reactief materiaal.

In funnel&gate configuratie liggen de kosten tussen 50.000 à 300.000 euro per gate (OVb, 2004). De kosten van de reactor/reactieve zone (de gate) blijven echter sterk afhankelijk van de uitvoeringswijze en de aard en hoeveelheid van de gebruikte materialen.

Daarnaast moet rekening gehouden worden met aanzienlijke kosten voor lange-termijn opvolging (monitoring).

3.18.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Bij plaatsen van in-situ schermen met vulmateriaal wordt de aanwezige bodem vervangen. Indien de vrijkomende grond verontreinigd is, dient deze voor verwerking afgevoerd te worden.

Bij de meest extensieve vorm van schermen zal weinig tot geen energie gebruikt hoeven te worden. Wanneer de grondwaterstroomrichting of bijvoorbeeld de hoeveelheid zuurstof op de

locatie beïnvloed moet worden, is wel een hoeveelheid energie nodig. De mate van energieverbruik is afhankelijk van het soort systeem. Een onttrekkingssysteem verbruikt bijvoorbeeld in verhouding tot een persluchtinjectiesysteem meer energie.

3.18.2. Concept 2: Waterkerende verticale afdichting

Hiervoor verwijzen we naar paragraaf 3.1.3 ‘Verticale afdichtingen’

3.19. Traject 18: Natuurlijke attenuatie

3.19.1. Concept 1: Natuurlijke attenuatie

3.19.1.1. Principe

Onder natuurlijke attenuatie (NA) verstaat men dat de verontreinigingsgraad in de bodem (grond, grondwater en bodemlucht) wordt gereduceerd door natuurlijke processen, zonder menselijke interventie, en dit binnen een redelijke termijn in vergelijking met meer actieve ingrepen. Deze processen kunnen van fysische, chemische of biologische aard zijn. Hierdoor nemen de concentratie, de massa, het volume, de mobiliteit en/of de toxiciteit van de verontreiniging in het grondwater en/of de bodem af.

Wanneer een bodemsaneringsproject wordt uitgewerkt op basis van natuurlijke attenuatie als dominante technologie dan spreekt men van bewaakte of gemonitord natuurlijke attenuatie (MNA). MNA is een methode voor bodemsanering die is gebaseerd op het begrijpen en kwantitatief documenteren van de natuurlijke processen op een verontreinigde site.

Aangetoond dient te worden dat deze natuurlijke processen voor menselijke en ecologische receptoren een afdoende bescherming bieden tegen risicovolle blootstelling aan de verontreinigingen (OVAM, 2003).

3.19.1.2. Toepassingsgebied en toepassingsvoorwaarden

Natuurlijke attenuatie is goed gedocumenteerd voor een beperkt aantal verontreinigingstypes, zoals BTEX. Voor de meeste andere contaminanten is er nog minder ervaring met NA en de succeschansen. Soms is de geringe kans op succes te wijten aan het feit dat immobilisatie of degradatie afhangen van zeer specifieke bodemomstandigheden. Ook indien toxische intermediairen worden gevormd of indien er geen kennis bestaat over de mogelijke bijproducten dient de haalbaarheid van natuurlijke attenuatie als gering te worden beoordeeld.

Op iedere locatie waar natuurlijke attenuatie wordt overwogen als grondwatersaneringstechniek, dienen de referentie-processen verantwoordelijk voor de natuurlijke afbraak te worden geïdentificeerd en gedocumenteerd. Het is niet voldoende enkel vast te stellen dat er in de loop van de tijd een daling optreedt van de concentraties van contaminant(en).

Met referentieprocessen wordt bedoeld: goed gedocumenteerde en welbekende reactiemechanismen (zoals voor BTEX en enkele VOCL) en de optredende tussen- en eindproducten. Enkel door het leggen van de correlatie tussen het verdwijnen van de oorspronkelijke verontreiniging en (1) de vorming van afbraakproducten en (2) het verbruik van koolstofbronnen of electronacceptors (en overeenkomstige vorming van CO₂ of CH₄ en de gereduceerde vormen van de electronacceptors) kan het juiste niveau van bewijsvoering worden bereikt.

Er dient een conceptueel model te worden opgesteld van de site en de verontreiniging, dat uitspraak doet over de lange-termijn evolutie tijdens natuurlijke attenuatie. Het model dient te omvatten: grondwaterstroming, stoftransport in bron- en pluimzones (alle relevante parameters, ook tussen- en eindproducten). Tijdens de monitoring dient dit model steeds te worden getoetst en bijgestuurd aan de hand van de nieuw verkregen informatie. Hoe complexer de site, hoe hoger de vereiste inspanning wegens de hogere onzekerheid op het oorspronkelijke conceptueel model.

Een lange-termijn monitoringsplan, afgestemd op het oorspronkelijk conceptueel model, dient in detail te worden uitgewerkt. De vereiste monitoring hangt af van de graad van onzekerheid (voor complexe bodemopbouw, nabijheid van potentiële receptors en moeilijk afbreekbare verbindingen is een veel uitgebreidere monitoring vereist dan voor eenvoudige gevallen). Men dient in ieder geval rekening te houden met een monitoringsduur van jaren tot decaden. In geval van stabilisatie kan zelfs een “eeuwigdurende” monitoring noodzakelijk zijn. Men zal ook steeds een alternatieve aanpak voorzien voor in het geval dat de monitoring uitwijst dat natuurlijke attenuatie niet succesvol verloopt.

In een dichtbevolkt gebied als Vlaanderen zijn de kadastrale percelen vaak klein. Dit kan de toepasbaarheid van natuurlijke attenuatie als alternatief voor een meer actieve sanering of risicobeheersing beperken in vergelijking met uitgestrekte gebieden zoals die kunnen worden aangetroffen in andere landen zoals de VSA. De optie natuurlijke attenuatie zal daarom in vele gevallen beperkt blijven tot grote kadastrale percelen en/of tot pluimen die stabiel zijn of krimpend.

Natuurlijke zelfreiniging wordt bij voorkeur aangewend in combinatie met andere vormen van sanering. Bijvoorbeeld door:

- actieve remediëring van de bron(nen) (b.v. door ontgraving) met een behandeling aan de rand van de pluim met reactieve wanden of zones, of
- als na-reiniging van de pluim na verwijdering van het grootste deel van de vuilvracht met een actieve in-situ reinigingstechniek (b.v. multifasen onttrekking).

Bronverwijdering kan de geohydrologische omstandigheden beïnvloeden die het NA-proces bepalen. Men dient hiermee rekening te houden bij de uitwerking van het conceptueel model voor MNA.

3.19.1.3. Kosten

De kosten voor het voorafgaandelijk haalbaarheidsonderzoek en voor de langdurige monitoring na weerhouden van natuurlijke attenuatie kunnen hoog oplopen. Bovendien blijft er steeds een risico bestaan dat natuurlijke attenuatie op termijn niet effectief blijkt. Gedurende deze lange periode ligt er een hypotheek op de verkoopwaarde van het terrein. Het financieel risico van deze techniek kan dus groot zijn, zodat men voorzichtig moet te werk gaan bij de evaluatie ervan.

3.19.1.4. Milieubelasting en te nemen maatregelen

Natuurlijke attenuatie is de meest extensieve saneringsoptie waarvoor men kan opteren; als dusdanig is er nauwelijks sprake van energiekosten.

Hoofdstuk 4 **SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN (BBT)**

In dit hoofdstuk worden de ingezette maatregelen, om de milieubelasting van elk van de besproken saneringsconcepten te beperken, geëvalueerd conform de definitie van BBT. Het is dus niet de bedoeling de saneringstechnieken op zich te analyseren. Daar de beschreven milieuvriendelijke technieken hoofdzakelijk betrekking hebben op twee thema's: luchtzuivering en grondwaterzuivering worden deze in § 4.2 dieper uitgewerkt.

4.1. Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken bij het uitvoeren van bodemsanerings- en grondreiningstechnieken

In Tabel 4.1, p. 143 e.v., worden de beschikbare milieuvriendelijke technieken uit hoofdstuk 3 getoetst aan een aantal criteria. Deze milieuvriendelijke technieken worden ingezet om het saneringsconcept 'milieuvriendelijker' uit te voeren en dus de verschuivingen van het ene compartiment naar het andere te beperken of te voorkomen. Deze multi-criteria analyse laat toe te oordelen of een techniek als Beste Beschikbare Techniek (BBT) kan beschouwd worden. De criteria hebben niet alleen betrekking op de milieucompartimenten (water, lucht, bodem, energie en geluid), maar ook de technische haalbaarheid en de economische implicaties (rendabiliteit) worden beschouwd. Dit maakt het mogelijk een *integrale* evaluatie te maken, conform de definitie van BBT (cf. Hoofdstuk 1).

Toelichting bij de inhoud van de criteria:

Technische haalbaarheid

- **bewezen:** geeft aan of de techniek zijn nut bewezen heeft in de industriële praktijk (-: niet bewezen; + wel bewezen);
- **veiligheid:** geeft aan of de techniek, bij correcte toepassing van de gepaste veiligheidsmaatregelen, aanleiding geeft tot een verhoging van de risico's op brand, ontploffing en arbeidsongevallen in het algemeen (-: verhoogt risico; 0: verhoogt risico niet; +: verlaagt risico);
- **kwaliteit:** geeft aan of de techniek een invloed heeft op de kwaliteit van het eindproduct (-: verlaagt kwaliteit, 0: geen effect op kwaliteit, +: verhoogt kwaliteit);
- **globaal:** schat de globale technische haalbaarheid van de techniek in

Milieuvoordeel

- **water:** inbreng van verontreinigde stoffen in het grondwater;
- **lucht:** inbreng van verontreinigde stoffen in de atmosfeer;
- **afval:** het voorkomen en beheersen van afvalstromen;
- **energie:** energiebesparingen, inschakelen van milieuvriendelijke energiebronnen en hergebruik van energie;
- **globaal:** geeft de ingeschatte invloed op het gehele milieu weer.

Per techniek wordt voor elk criterium een kwalitatieve beoordeling gegeven, waarbij:

- : negatief effect;
- 0: geen/verwaarloosbare impact;
- +: positief effect;
- ±: soms een positief effect, soms een negatief effect.

Deze beoordeling is onder meer gebaseerd op:

- ervaring van exploitanten met deze techniek;
- BBT-selecties uitgevoerd in andere vergelijkbare studies;

Waar nodig, wordt in een voetnoot bijkomende toelichting verschaft.

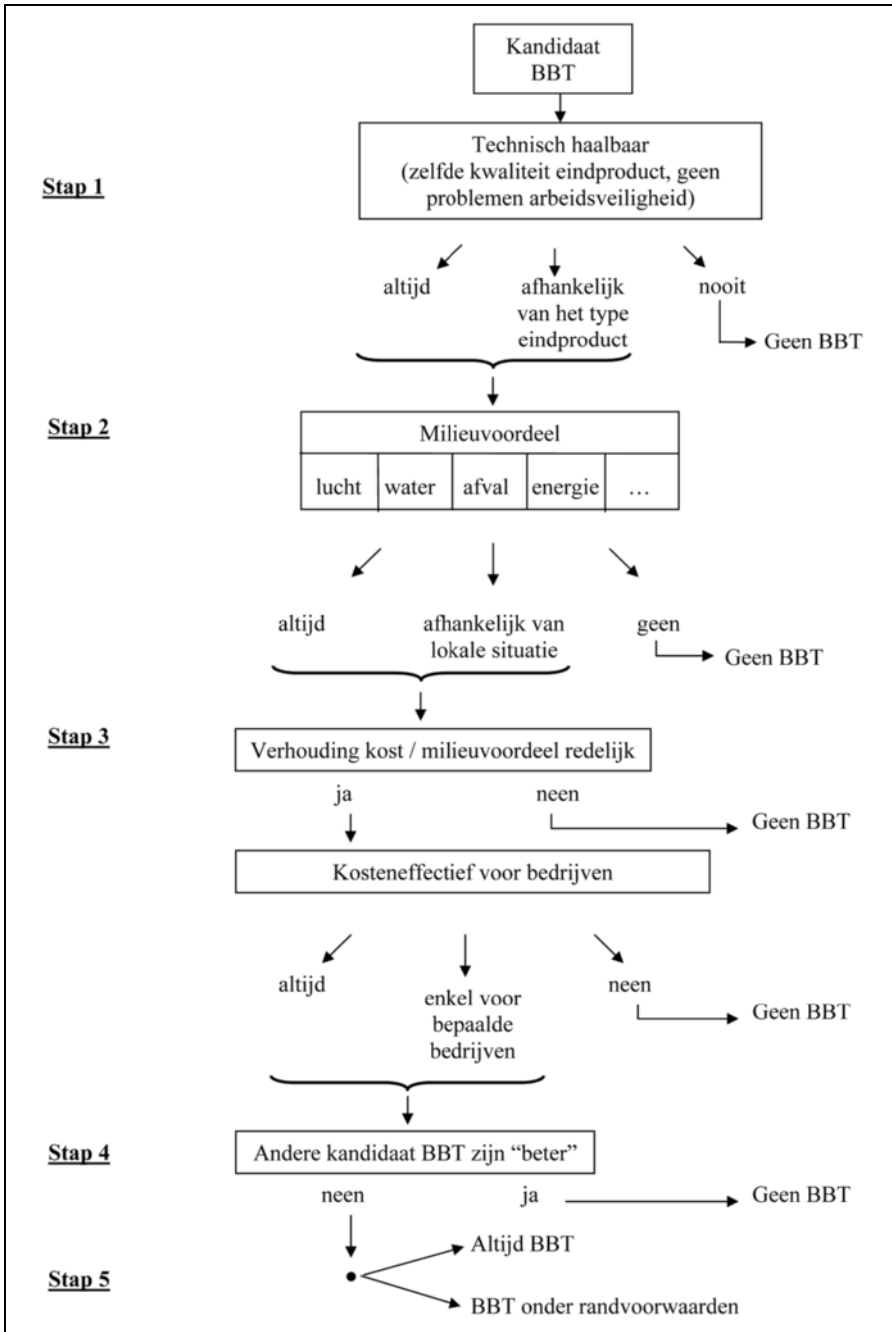
Economische beoordeling

- Rendabiliteit/kosteneffectiviteit:
 - een positieve (+) rendabiliteit betekent dat de techniek kostenbesparend werkt;
 - een “0” wijst op geen verhoging van de kost;
 - een “-” duidt op een relatief kleine verhoging van de kosten;
 - een “- -” duidt op een erg negatieve rendabiliteit of kosteneffectiviteit, wat de techniek dan als economisch onhaalbaar en/of niet kosteneffectief voor grondreinigers en aannemers van bodemsaneringen maakt. In deze studie is vooral de kosteneffectiviteit doorslaggevend. Kostenhaalbaarheid is moeilijk vast te stellen omwille van de sterk variabele economische draagkracht van de financierders van de saneringsoperatie.

Bij het selecteren van de BBT op basis van de scores voor verschillende criteria, worden een aantal principes gehanteerd (zie figuur 4.1):

- Eerst wordt nagegaan of een techniek *technisch* haalbaar is, waarbij rekening wordt gehouden met de kwaliteit van het product en de veiligheid (arbeidsveiligheid).
- Wanneer de techniek technisch haalbaar is, wordt nagegaan wat het effect is op de verschillende milieucompartimenten. Door een afweging van de effecten op de verschillende milieucompartimenten te doen kan een globaal milieuoordeel geveld worden. Om dit laatste te bepalen worden de volgende elementen in rekening gebracht:
 - Zijn één of meerdere milieuscores positief en geen negatief, dan is het globaal effect steeds positief;
 - Zijn er zowel positieve als negatieve scores dan is het globaal milieu-effect afhankelijk van de volgende elementen:
 - de verschuiving van een minder controleerbaar naar een meer controleerbaar compartiment (bijvoorbeeld van lucht naar afval);
 - relatief grotere reductie in het enige compartiment ten opzichte van toename in het andere compartiment;
 - de wenselijkheid van reductie gesteld vanuit het beleid; onder andere afgeleid uit de milieukwaliteitsdoelstellingen voor water, lucht,...(bijvoorbeeld “distance-to-target” benadering).
- Technieken die een verbetering brengen voor het milieu (globaal gezien), technisch haalbaar zijn en met een rendabiliteit “-” of hoger worden weerhouden.

Uiteindelijk wordt in de laatste kolom telkens beoordeeld of de beschouwde techniek als beste beschikbare techniek kan geselecteerd worden (**BBT: ja** of **BBT: nee**). Waar dit sterk afhankelijk is van de beschouwde instelling en/of lokale omstandigheden wordt **BBT: vgtg** (van geval tot geval) als beoordeling gegeven.



Figuur 4.1: Selecteren van BBT op basis van de scores voor de verschillende criteria

Belangrijke opmerking bij het gebruik van Tabel 4.1:

Bij het gebruik van onderstaande tabel mag men volgende aandachtspunten niet uit het oog verliezen:

- De tabel geeft een overzicht van de primaire maatregelen inzetbaar voor elk van de beschreven saneringsconcepten uit hoofdstuk 3 en sluit af met de secundaire maatregelen om vrijkomende bodemlucht en grond/proceswater te zuiveren.
- De tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet in het globale kader van de studie gezien worden. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de beschrijving van de milieuvriendelijke technieken in hoofdstuk 3 als met de vertaling van de tabel naar aanbevelingen en concretisering van de milieuregelgeving in hoofdstuk 5.
- De tabel geeft een algemeen oordeel of de aangehaalde milieuvriendelijke technieken al of niet als BBT aanzien kunnen worden. Dit wil niet zeggen dat voor elk saneringsproject ook zonder meer elke techniek, die als BBT wordt aangegeven, kan toegepast worden.

Tabel 4.1: Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken welke kunnen toegepast worden bij het uitvoeren van de verschillende beschreven bodemsaneringsconcepten (uit hoofdstuk 3) en selectie van de BBT

Techniek	Technisch				Milieu							BBT	
	Bevzen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid		Globaal
PREVENTIEVE MAATREGELEN													
Horizontale bovenafdichtingen													
1. beperken van gebruik schone gronden door het inzetten van hergebruiksmaterialen als afdichtingslaag	+	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	+	-
Horizontale onderafdichting													
2. goed uitvoeren techniek en voorzorgsmaatregelen nemen om contaminatie van omliggende grond te vermijden	+	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	+	0
Waterkerende verticale afdichtingen													
3. milieuvriendelijk inbrengen van slot tussen ijzerwanden	+	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	+	0
4. goed uitvoeren techniek en voorzorgsmaatregelen nemen om contaminatie van omliggende grond te vermijden	+	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	+	0
(Grond)wateronttrekking													
zie 'End-of-pipe maatregelen: waterzuivering'													
Ontgraven													
5. beperken van (diffuse) stof en VOS emissies door één van onderstaande maatregelen:													
<ul style="list-style-type: none"> • aanbrengen van deklagen: <ul style="list-style-type: none"> - grondlagen - synthetische deklagen - schuimen - volledige omkapseling • plaatsen van sproeiërs • plaatsen van windschermen • snelheid, duur van ontgraven en hoeveelheid te ontgraven verontreinigde grond controleren 	+	0	0	+	+/- ^a	-	+	0	0	0	0	+	-

Techniek	Technisch				Milieu								BBT	
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal		Rendabiliteit/ kosteneffector
6. opslagplaats van verontreinigde grond voorzien van deklaag/folie														
Grondkerende verticale afdichtingen														
7. geluidshinder beperken door hydraulisch indrukken van wanden	+ ^b	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0	Vgtg
8. vrijkomen van verontreinigde grond beperken door wanden rondom de verontreiniging aan te brengen	+	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	+	0	Vgtg ^c
Transport en op- en overslag														
9. lossen van met VOS verontreinigde grond in gesloten hallen met luchtafzuiging-zuivering	+	0	0	+	0	0	+	+	0	0	0	+	-	Ja ^d
10. verspreiding van verontreinigingen tijdens transport vermijden door opslag in lekdichte bakken afgesloten met een zeil	+	0	0	+	+	0	+	+	0	0	0	+	-	Ja
11. speciale wasplaats voor banden en laadbakken voorzien om verspreiding van de verontreinigde grond buiten de site te beperken	+	0	0	+	+	-	0	+	0	0	0	+	-	Ja
Zeven														
12. beperken van (diffuse) stof en VOS emissies door één van onderstaande maatregelen: <ul style="list-style-type: none"> • afdekken met zeilen • bevochtigen van grond en verhard terrein • plaatsen van windschermen • overkappen van zeefinstallatie 	+	0	0	+	+/- ^e	-	+	+	0	0	0/+	+	-	Ja
13. grond verontreinigd met hoog VOS-gehalte in gesloten hallen zeven	+	0	0	+	+	0	+	+	0	0	+	+	-	Ja ^f
Fysico-chemische reiniging (grondwassen)														
14. emissie naar de bodem en opp.water beperken door: <ul style="list-style-type: none"> • vloestofdichte verharding in opslagplaats verontreinigde grond • wasinstallatie op vloestofdichte verharding 	+	0	0	+	+	-	0	+	0	0	0	+	-	Ja

Techniek	Technisch				Milieu								BBT	
	Bevzen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal		Rendabiliteit/ kosteneffector
15. emissies van stof door verwaaiing voorkomen door: <ul style="list-style-type: none"> opslaan van grond in overdekte hal afdekking aanbrengen sproeiers plaatsen 	+	0	0	+	+/-	+	+	+	0	0	0	+	-	Ja
16. verspreiding van aerosolen vermijden door lucht af te zuigen en na te behandelen	+	0	0	+	0	+	0	0	0	-	0	+	-	Ja
17. reinigen en hergebruiken van proceswater	+	0	0	+	+	0	0	0	0	-	0	+	-	Ja
Biologische reiniging														
18. beperken van verontreiniging van bodem en grond- opp. water door aanbrengen vloeistofdichte ondergrond	+	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0	+	-	Ja
19. voorkomen van luchtverontreiniging (+ geurhinder) door: <ul style="list-style-type: none"> biol. reinigen in gesloten hallen en reinigen van afgezogen lucht 	+	0	0	+	0	+	+	0	0	-	0	+/-	-	Ja
20. beperken van energievraag voor verwarmen van grondpakketten door: <ul style="list-style-type: none"> inzetten van restwarmte uit andere processen (vb. uit WKK) 	+ ⁹	0	0	+	0	+	+	0	0	+	0	+	0	Vgtg
Thermische reiniging														
21. beperken van verontreiniging van bodem en grond- opp. water door aanbrengen vloeistofdichte ondergrond	+	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0	+	-	Ja
22. beperken van luchtverontreiniging door afdekken verontreinigde grondpakketten	+	0	0	+	+	+	+	+	0	0	0	+	-	Ja
23. beperken van luchtverontreiniging door afgassen thermisch proces na te behandelen	+	0	0	+	0/-	+	0	0	0/-	-	0	+/-	-	Ja
Ex-situ immobilisatie														
24. beperken van vrijkomen van emissies aan het maaiveld door opvangen en nabehandelen	+	0	0	+	0	+	+	0	0	-	0	+/-	-	Ja
25. bij reinigen van apparatuur het waswater nabehandelen	+	0	0	+	+	0	0	0	0	-	0	+/-	-	Ja

Techniek	Technisch				Milieu								BBT
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal	
Saneringsberging													
	+	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	+	0
26. goed aanleggen van stortplaats													
Infiltratie van water													
27. beperking van emissies aan het maaiveld door afdichten met HDPE folie en zand	+	0	0	+	+	-	0	0	0	-	0	+/-	-
28. kwaliteit van infiltratiewater controleren en zorgen voor een gesloten hydraulisch systeem	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+	-
Actieve in situ drijflaagverwijdering													
29. opgepompte fractie naar olie/waterscheider sturen: verwerken van afgescheiden oledrijflaag en lucht-waterstroom nazuiveren	+	0	0	+	+	0	0	0	0	-	0	+	-
In situ zaklaagverwijdering													
30. opgepompte fractie naar DNAPL-afscheider sturen: oliestroom verwerken en lucht-waterstroom nazuiveren	+	0	0	+	+	0	0	0	0	-	0	+	-
In filteren van water ten behoeve van extractie													
31. beperken van luchtverontreiniging door afgassen na te behandelen	+	0	0	+	+	-	0	0	0/-	-	0	+/-	-
32. beperking van emissies aan het maaiveld door afdichten met HDPE folie en zand	+	0	0	+	+	-	0	0	0	0	0	+	-
33. kwaliteit van infiltratiewater controleren en zorgen voor een gesloten hydraulisch systeem	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+	-
Infiltreren van detergenten ten behoeve van extractie													
34. detergenten extraheren en nazuiveren	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-
35. geohydrologische beheersing	+	0	+	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-
Infiltreren van co-solventen ten behoeve extractie													
36. co-solventen extraheren en nazuiveren	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-
37. geohydrologische beheersing	+	0	+	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-

Techniek	Technisch				Milieu								BBT	
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal		Rendabiliteit/ kosteneffectief
In-situ recirculatiebron														
zie maatregelen 'infiltreren van water tbv extractie'														
Electromigratie/ elektrodepositie														
38. Cl ₂ vorming tegengaan door nauwkeurig afstellen van pH en redox-potentiaal bij anode	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Aanbrengen van planten ten behoeve van fyto remediatie														
39. milieuvriendelijk verwerken van plantenresten en voorkomen dat ze in de voedselketen geraken	+	+	0	+	0	0	0	0	+	0	0	+	0	Ja
Onttrekken van bodemlucht ten behoeve van in-situ verwijdering van vluchtige polluenten uit de bodem														
40. geluiddicht maken van afzuigunits	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	+	-	Ja
Injecteren van lucht ten behoeve van in-situ strippen van vluchtige polluenten uit het grondwater														
41. afdekken bodem met HDPE folie en zand om ongecontroleerd ontsnappen van lucht via bodemoppervlak te helpen voorkomen	+	0	0	+	0	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Bioventing/biosparging														
42. afdekken bodem met HDPE folie en zand om ongecontroleerd ontsnappen van VOS via bodemoppervlak te helpen voorkomen	+	0	0	+	0	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
43. zuiveren van onttrokken lucht	+	0	0	+	0	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Stoominjectie														
44. afdekken bodem met HDPE folie en zand om ongecontroleerd ontsnappen van VOS via bodemoppervlak te helpen voorkomen	+	0	0	+	0	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
45. geohydrologische beheersing	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-	Ja
46. zuiveren van onttrokken water	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	-	Ja
47. opvangen van VOS en nazuiveren	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	+	-	Ja

Techniek	Technisch				Milieu								BBT	
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal		Rendabiliteit/ kosteneffectief
Stroominjectie														
48. afdekken bodem met HDPE folie en zand om ongecontroleerd ontsnappen van VOS via bodemoppervlak te helpen voorkomen	+	0	0	+	0	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
49. opvangen van VOS en nazuiveren	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Infiltreren van waterige oplossing van oxidant of injectie van gasvormig oxidant ten behoeve van chemische destructie van polluenten														
50. bij gebruik Fenton's reagens en gebruik ozon eveneens bodemluchtextractie toepassen om risico op ongecontroleerd uitdampen van verontreiniging te beperken	+	0	0	+	0	0	+	0	0	-	0	+/-	-	vgtg
51. maatregelen ter voorkoming van verontreiniging grondwater met zware metalen	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+/-	-	Ja
Infiltreren van nutriënten, bacteriën, elektronenacceptoren ten behoeve van biologische omzetting														
52. beperking van emissies aan het maaiveld door afdichten met HDPE folie en zand	+	0	0	+	+	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Reactieve schermen														
53. monitoringscampagne: maatregelen om goede geohydrologische beheersing van de verontreiniging te controleren	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-	Ja
Natuurlijke attenuatie														
54. goed uitvoeren techniek en voorzorgsmaatregelen nemen om contaminatie van omliggende grond te vermijden	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	+	-	Ja
END-OF-PIPE MAATREGELEN														
Zuivering van bodemlucht														
55. actief kool	+	0	0	+	0	-	+	0	-	0	0	+/-	-	vgtg ^h
56. biofiltratie	+/- ⁱ	0	0	+/-	0	-	+/0	0	0/-	0	0	+/-	-	vgtg ^j

Techniek	Technisch				Milieu								BBT	
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Grondstoffen	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal		Rendabiliteit/ kosteneffector
57. naverbranden	+/-	0	0	+/-	0	0	+/-	0	0/-	-	0	+/-	-/+	vgtg ^k
Waterzuivering														
58. actief kool	+	0	0	+	+	-	0	0	-	0	-	+	-	Vgtg ^l
59. chemische oxidatietechnieken	+	0	0	+	+	-	0	0	0	-	0	+	-	vgtg ^l
60. ionenwisseling	+	0	0	+	+	-	0	0	-	0	0	-	-	vgtg ^l
61. membraanfiltratie	+/- ^m	0	0	+/-	+	-	0	0	-	-	0	+/-	-	vgtg ^l
62. olie/waterafscheider	+	0	0	+	+	0	0	0	-	0	0	+	-	Vgtg ^l
63. precipitatie, coagulatie, flocculatie	+	0	0	+	+	-	0	0	-	-	0	+	-	Vgtg ^l
64. luchtstrippen	+	0	0	+	+	0	-	0	-	0	-	+	-	Vgtg ^l
65. zandfiltratie	+	0	0	+	+	0	0	0	-	0	0	+	-	Vgtg ^l
66. biologische waterzuivering	+	0	0	+	+	-	-	0	-	-	0	+	-	Vgtg ^l

a. mogelijk afvalwater bij besproeien

b. bij damwandplanken

c. bij ontgraven

d. indien VOS gehalte boven bepaalde limiet, vb > 25 mg/kg BTEX+VOC1 of >50 ppm vluchtige alkenen

e. mogelijk afvalwater bij besproeien

f. indien VOS gehalte boven bepaalde limiet, vb > 25 mg/kg BTEX+VOC1 of > 50 ppm vluchtige alkenen

g. thans (2006) weinig toegepast

h. vb: toepasbaar bij laag belaste luchtsromen

i. indien toxische polluenten zal biofilter niet werken

j. vb: toepasbaar als VOS gemakkelijk biol. afbreekbaar zijn en indien de condities van de filter optimaal zijn (vochtigheid, temperatuur, continue aanvoer, geen piekbelasting,...) en indien de condities frequent worden opgevolgd en bijgestuurd

k. vb: toepasbaar bij hoog belaste luchtstromen

l. afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater, voor verdere afweging zie paragraaf 4.2.2

m. geen gegevens gevonden bij grondwatersaneringen

4.2. BBT conclusies

Er zijn een ganse reeks van preventieve maatregelen BBT bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij GRC's, waaronder maatregelen ter beperking van stof en VOS emissies (zie volgende paragrafen) en het vermijden van geluidsemissies. Deze preventieve maatregelen worden in *Achilles* reeds opgelegd.

In onderstaande paragrafen is de BBT evaluatie van Tabel 4.1 meer gespecificeerd voor de belangrijkste bodemlucht- en watercontaminanten die vrijkomen bij bodemsaneringen. Deze specificatie kan nooit de ingenieursbeoordeling van individuele projecten vervangen maar geeft een overzicht van wat meestal als “haalbaar” kan worden beschouwd en vormt de basis voor Hoofdstuk 5. Uiteraard geldt de analyse enkel voor de huidige stand der techniek en de huidige ingeschatte kostprijzen.

4.2.1. Luchtzuiveringstechnieken voor bodemlucht

Hieronder zal de BBT evaluatie gebeuren voor die technieken welke in aanmerking komen voor het verwijderen van vluchtige organische componenten (VOS) en geur uit bodemlucht. Deze emissies zijn de belangrijkste emissies die vrijkomen bij bodemsaneringen. De ingezette luchtzuiveringstechnieken voor VOS dragen bij tot het verwijderen van stof en de hieraan gebonden zware metalen.

Voor het verwijderen van vluchtige organische componenten en geur komen volgende bestaande technieken in aanmerking:

- adsorptie dmv. actief kool
- biofiltratie
- thermische verbrandingsunit

Adsorptie dmv. actief kool is een bewezen techniek die in tal van saneringsprojecten reeds wordt toegepast voor de verwijdering van VOS. De actief kool raakt verzadigd en moet dus tijdig worden vervangen door verse. Bovendien kunnen verdringingseffecten optreden bij behandeling van een mengsel van pollutanten. Volgens *Achilles* dienen er twee units na elkaar te worden geplaatst; één als back-up.

Voor biofiltratie wordt de efficiëntie bepaald door de biodegradeerbaarheid van de contaminanten. Gechloreerde koolwaterstoffen worden over het algemeen onvoldoende biologisch afgebroken in een biofilter. Biofilters zijn ook ongeschikt voor het reinigen van verzurende componenten zoals ammonia en zwavelwaterstof.

Naverbranders worden toegepast na luchtstrippen of bodemluchtextractie of meerfasenextractie. Om veiligheidsredenen worden bij de naverbranding luchtstromen verbrand met een maximale concentratie aan brandbare verontreinigingen welke overeenkomt met 25% van de onderste explosiegrens (LEL) (Van der Gun et al, 2000). Verder dient voor katalytische verbranding rekening te worden gehouden met het feit dat de katalysator kan vervuild en vergiftigd raken met stof, vetdeeltjes, zware metalen en chloor- en zwavelverbindingen.

Indien voldaan is aan de hierboven geschetste technische eisen, kan het effect op de verschillende milieucompartimenten ingeschat worden zoals reeds aangegeven in tabel 4.1. Bij actief koolfiltratie moet na het bereiken van de verzadigingsgraad de actief kool verversd worden. Het beladen actief kool moet worden afgevoerd naar een erkend verwerker.

De biofilter heeft meestal een positieve milieuscore omdat deze een relatief laag energieverbruik heeft en de verontreinigingen omzet tot onschadelijke componenten (CO₂ en water). Na verloop van tijd moet het filtermateriaal worden vervangen en wordt dit ofwel hergebruikt als compost ofwel gestort. Het zuiveringsrendement van een biofilter is in de praktijk minder goed beheersbaar als dat van een actief kool filter. Biofilters vergen een intensievere opvolging;

Bij verbranding van bodemlucht kunnen afhankelijk van de aard van de VOS en de verbrandingscondities CO, NO_x, SO₂ en HCl en eventueel dioxines worden gevormd. Indien de naverbranding authoterm verloop is de verbrandingsemissies te verwaarlozen tov. de reductie van VOS-emissies die met deze techniek kan worden behaald. Indien echter aardgas moet worden bijgestookt om de verbranding in stand te houden is het milieuplaatje minder gunstig.

Tabel 4.2: Kosten voor verwijdering van VOS en geur uit bodemlucht/proceslucht

Techniek	Investeringskost	Exploitatiekost
Actief kool	0,030-0,070 €/m ³	3,06-4,6 €/kg
Biofilter	0,075-0,40 €/m ³	-
Thermisch naverbrander	10-50 €/m ³ /h	200-14.000 €/jaar
Katalytische naverbrander	12-60 €/m ³ /h	42.000 €/jaar

Zoals reeds aangegeven in hoofdstuk 3 verschillen de kosten van de luchtzuiveringstechnieken, afhankelijk van o.a. de beladingsgraad en debieten. Algemeen geldt dat hogere debieten resulteren in lagere kosten per m³ te behandelen lucht. Men neemt aan dat de kostenbepalende factor voor actief kool de operationele kost is. De thermische naverbrander is bij hoge VOS concentratie over het algemeen de meest kosteneffectieve maatregel. Biofiltratie is een kosteneffectieve techniek voor niet gehalogeneerde KWS. Deze techniek laat bij opstart niet toe de opgelegde normen te behalen. Tevens is het dimensioneren en bedienen van een biofiltratie-installatie niet evident. Een biofilter vraagt een goede opvolging (vochtig houden van filter, werking)

Uitgaande van bovenstaande analyse worden zowel biofiltratie, actieve koolfiltratie als naverbranding als BBT geselecteerd worden, mits aandacht voor volgende beperkingen;

- Actief koolfilter:
 - voor de meeste pollutanten bruikbaar
 - enkel voor behandelen van droge lucht
 - *Achilles* schrijft het gebruik van twee adsorptie-units voor om doorslag van de filter in op te vangen of voorafgaandelijke berekeningen te maken van het doorslagpunt.
- Biofilter:
 - lucht moet vochtig zijn
 - pollutent moet biodegradeerbaar (vluchtige olie C5-C12 en BTEX) zijn, VOCI's niet
 - kleine concentraties pollutenten
 - niet van toepassing in winter tenzij verwarmd
 - meer onderhoud
 - wordt relatief weinig gebruikt
- Thermische verbrandingsunits:
 - indien authoterm kan worden gewerkt: dwz. bij zeer hoge belading t.h.v. het influent

4.2.2. Waterzuiveringstechnieken

In onderstaande paragraaf wordt de BBT evaluatie verder uitgewerkt voor zes klassen van grondwaterverontreinigingen die vaak voorkomen bij bodemsaneringen; nl. VOCl, BTEX, minerale olie, PAK, zware metalen en MTBE.

4.2.2.1. Verwijdering van VOCl

Voor het verwijderen van VOCl kunnen volgende technieken in aanmerking komen:

- luchtstrippen
- biologische zuivering
- actieve koolfiltratie
- membraanfiltratie
- chemische oxidatie

Luchtstrippen wordt ingezet voor de verwijdering van VOCl in tal van grondwatersaneringen. De vluchtige comtaminanten zullen hierdoor van de water- naar de luchtfase worden overgebracht wat nabehandeling van de gestripte lucht vereist.

De naschakeling van een actieve koolfilter is technisch haalbaar, voor zover rekening wordt gehouden met het feit dat contaminanten met toenemende vluchtigheid minder goed adsorberen en een zandfiltratie dient nageschakeld te worden.

De efficiëntie van biologische zuivering wordt bepaald door de biodegradeerbaarheid van de contaminanten, die voor VOCl varieert van zeer slecht tot goed. De VOCl zullen ook deels naar de luchtfase worden gestript. Gezien de lange opstartfase is een biologische zuivering niet geschikt voor saneringen van korte duur.

Ervaringen met membraanfiltratie in Vlaanderen zijn beperkt tot het behandelen van percolaten van stortplaatsen (klasse I en II) waar hoge COD-hoeveelheden dienden verwijderd te worden. Membraanfiltratie wordt tot op heden weinig ingezet. Er zijn hiervan geen praktijkgegevens beschikbaar. De verwijderingsefficiëntie is slecht voor VOCl en afhankelijk van de beginconcentratie en voorbehandeling. Verder is meer onderzoek nodig om de technische haalbaarheid te bepalen van membraanfiltratie in de grondwaterzuivering. Dezelfde redenering geldt voor chemische oxidatie.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de effecten naar de verschillende milieucompartimenten van de technisch haalbare technieken. Luchtstrippen met inbegrip van een luchtzuiveringsstap heeft een globaal positieve milieuscore daar de techniek op efficiënte manier VOCl uit grondwater verwijdert, wat het hoge energieverbruik weliswaar compenseert. De afvalproductie, ten gevolge van de toepassing van actief koolfiltratie als nabehandeling van de gestripte lucht, kan aanzienlijk worden verminderd door regeneratie van de actieve kool. De eliminatie van biodegradeerbare VOCl via biologische zuivering krijgt eveneens een positieve milieuscore. Her risico op ongecontroleerde vervluchtiging van VOCl dient te worden beperkt. Zoals hierboven reeds vermeld komt er bij toepassen van actieve kool een grote hoeveelheid actief kool vrij die moet worden afgevoerd als afval.

Tabel 4.3: Kwalitatieve afweging van de milieuperformanties van de technieken voor VOCl verwijdering

Techniek	Lucht	Water	Afval	Energie	Geluid	Globaal
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	+	+	0/-	-	0	+
Biologische zuivering	0/-	+	0	+	0	+/-
Actief koolfiltratie	0	+	-	0	0	+
Chemische oxidatie	0	+/- ^a	0	-	0	+/-

a. de zoutvracht van het water verhoogt en bij onvolledige oxidatie kunnen organische zuren ontstaan

In Tabel 4.4 wordt een overzicht gegeven van de totale kosten voor luchtstrippen, biologische zuivering en actief koolfiltratie. Opnieuw geldt dat hogere debieten de kosten zullen verlagen. Men neemt aan dat de kostenbepalende factor voor biologische zuivering de aanschaf van de installatie is en voor actieve koolfiltratie en luchtstrippen de werking van de installatie (<http://www.frtr.gov/matrix2>).

Tabel 4.4: Kostenranges voor verwijdering van VOCl uit grondwater

Techniek	Totale kost in euro/m ³	Exploitatiekost euro/maand ^a
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	0,10-0,55	500-600
Biologische zuivering	0,18-4,25	800-1200
Actief koolfiltratie	0,17-0,99	500-600
Chemische oxidatie ^b	0,5-0,75	-

a. maandprijzen voor een installatie van 5 m³/u

b. moeilijk om voor deze techniek, die weinig ervaring kent, realistische cijfers op te geven, de aangegeven cijfers werden teruggevonden in het Nederlands handboek voor bodemsaneringen maar niet bevestigd door het begeleidingscomité

Algemeen kunnen we besluiten dat luchtstrippen BBT is. Biologische zuivering is BBT voor langdurige saneringen van grondwaters verontreinigd met biodegradeerbare VOCl's. Bij hoge concentraties aan VOCl's kan het gebruik van actieve kool tot hoge kosten leiden, en is dit enkel BBT voor nageschakelde toepassingen. Omwille van de nog te beperkte ervaringen en relatief hoge kostprijs van chemische oxidatie wordt deze techniek niet weerhouden als BBT.

4.2.2.2. Verwijderen van BTEX

Volgende technieken komen in aanmerking voor de eliminatie van BTEX:

- luchtstrippen
- biologische zuivering
- actieve koolfiltratie
- membraanfiltratie
- chemische oxidatie

Zowel luchtstrippen als actief koolfiltratie worden veelvuldig op grote schaal toegepast voor de verwijdering van BTEX uit grondwater en zijn dus bewezen technieken. BTEX zijn goed tot zeer goed biologisch afbreekbaar.

Met biologische zuivering zijn rendementen tot 99% haalbaar. De techniek is omwille van de lange opstartfase enkel bruikbaar voor lange saneringen.

Daar de ervaringen met membraanfiltratie beperkt zijn, wordt deze techniek als beperkt technisch haalbaar beschouwd.

Chemische oxidatie is technisch haalbaar en geeft voor de verwijdering van benzeen reinigingsrendementen van meer dan 99%.

Voor de milieuproductie van luchtstrippen, actieve koolfiltratie en biologische zuivering wordt verwezen naar Tabel 4.3. Chemische oxidatie heeft een hoog energieverbruik maar krijgt globaal toch een positieve beoordeling.

Tabel 4.5: Kosten voor verwijdering van BTEX uit grondwater

Techniek	Totale kost in euro/m ³	Exploitatiekost euro/maand ^a
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	0,10-0,55	500-600
Biologische zuivering	0,18-4,25	800-1200
Actief koolfiltratie	0,17-0,99	500-600
Chemische oxidatie	1,5-3	-

a. maandprijzen voor een installatie van 5 m³/u

Uit bovenstaande tabel blijkt dat chemische oxidatie een duurdere techniek is in vergelijking met de andere technieken. Zowel de investering als het onderhoud zijn kostenbepalende factoren (<http://www.frtr.gov/matrix2>). Omwille van de hoge kostprijs van chemische oxidatie wordt deze techniek niet weerhouden als BBT voor BTEX verwijdering. Luchtstrippen en actief koolfiltratie zijn wel BBT. Actief koolfiltratie wordt best als nabehandelingstap ingezet daar deze techniek te duur wordt bij hoge influentconcentraties of lage belastingen. Biologische zuivering wordt eveneens als BBT beschouwd voor langdurige saneringen en biodegradeerbare BTEX concentraties.

4.2.2.3. Verwijderen van vluchtige minerale olie

Vluchtige minerale olie is een mengsel van koolwaterstoffen met een ketenlengte van 6 tot 12 C atomen. Ze bestaan typisch uit paraffines met een ketenlengte van minder dan 10 C atomen die via luchtstrippen, biologische zuivering en actieve koolfiltratie verwijderbaar zijn.

Met actieve kool kan men minerale olie met een hoog rendement verwijderen. Wateractieve koolfiltratie is echter relatief duur en de beladingsgraad is relatief laag.

Toepassing van luchtstrippen met actieve koolfiltratie voor luchtbehandeling is financieel onaantrekkelijk. Dit wordt veroorzaakt door het hoge verbruik van luchtactieve kool voor het reinigen van de vluchtige C-verbindingen. Ook het energieverbruik van een stripper en de heater maken het technisch minder interessant.

Olie is in pincipe goed biologisch afbreekbaar. Het vrijkomende grondwater kan derhalve in een biologische zuivering worden behandeld. Bij het opstarten moet wel rekening worden gehouden met een adaptatietijd van de biomassa.

Wat de chemische oxidatie en membraanfiltratie betreft, is er opnieuw te weinig praktijkervaring bekend om de technieken als technisch haalbaar te kunnen beschouwen. Wanneer de minerale olie niet als emulsie aanwezig is, kan tevens een olie/waterafscheider worden ingezet.

De technisch haalbare technieken scoren allemaal goed naar milieubelasting toe, zie hiervoor Tabel 4.3. Bij de olie/waterafscheider moeten de verwijderde oliehoudende verontreinigingen worden afgevoerd voor storten of verwerken. Met een olieafscheider kan maximaal tot 20 mg/l worden gezuiverd.

De algemene kostgegevens zijn dezelfde als deze voor de eliminatie van VOCl en BTEX (zie Tabel 4.4 en Tabel 4.5).

4.2.2.4. Verwijderen van niet-vluchtige minerale olie

Niet vluchtige minerale olie bestaat uit componenten met ketenlengtes van 10 tot 40 C atomen. De fractie alifaten met 9 tot 25 C atomen wordt als biodegradeerbaar beschouwd. De fractie van 25 tot 40 C atomen is moeilijk biodegradeerbaar. Biologische zuivering is inzetbaar voor zover de contaminanten biodegradeerbaar zijn. Gerangschikt naar afnemende aërobie biodegradeerbaarheid bekomt men volgende sequentie; alkanen, isoalkanen, alkenen en cycloparaffinen. De efficiëntie van actieve koolfiltratie is ook beperkt, grotere vertakte moleculen adsorberen beter. Een toenemende polariteit doet de adsorptie afnemen. Wanneer de minerale olie niet als emulsie aanwezig is, kan tevens een olie/waterafscheider worden ingezet. Voor verdere technische beperkingen zie hoofdstuk 3.

Voor de milieupreformaties wordt opnieuw verwezen naar Tabel 4.3 en paragraaf 4.2.2.3.

Meerder et al. (1995) voerden modelmatige berekingen uit voor de verwijdering van minerale olie, zonder deze te specificeren welk type minerale olie er werd beschouwd. Ze kwamen tot onderstaande resultaten.

Tabel 4.6: Kosten voor verwijdering van minerale olie uit grondwater bij een debiet van 10m³/uur (Meeder et al. (1995))

Techniek	Olie (µg/l)		Totale kost in euro/m ³
	in	uit	
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	6.000	50	0,55
		5.000	0,10
	60.000	50	0,95
		5.000	0,53
Biologische zuivering	6.000	50	1,20
	60.000	50	1,20
		5.000	0,35
Actief koolfiltratie	6.000	50	0,70
		5.000	0,10
	60.000	50	0,90
		5.000	0,50
Olie/waterafscheider			0,10 ^a (exclusief afvoerkosten voor de oliedrijfslag)

- a. OVB (2004) geeft een exploitatiekostprijs van 250 à 300 euro per maand aan voor een installatie van 5 m³ per uur en voor periode van 6 maand

Uit bovenstaande kunnen we besluiten dat de BBT voor verwijderen van minerale olie in principe: actieve koolfiltratie, luchtstrippen, biologische zuivering en olie/waterafschers zijn.

4.2.2.5. Verwijderen van PAK

Voor de verwijdering van PAK komen volgende technieken in aanmerking:

- actieve koolfiltratie
- luchtstrippen
- biologische zuivering
- chemische oxidatie
- membraanfiltratie

Luchtstrippen kan enkel toegepast worden voor het verwijderen van de meest vluchtige PAK, nl. naftaleen en hierbij liggen de rendementen slechts tussen 60 en 90%.

Bij toepassen van biologische zuivering kunnen enkel de PAK met laag kookpunt (klein aantal ringen) verwijderd worden. In de praktijk is biologische zuivering in het bijzonder toepasbaar voor het verwijderen van naftaleen waarmee rendementen tussen 85 en meer dan 99% kunnen behaald worden (Meeder et al., 1995).

Door hun apolair karakter adsorberen PAK dan weer zeer goed aan actieve kool. De vermelde verwijderingsrendementen liggen boven de 95%. Actief koolfiltratie is voor de verwijdering van PAK een reeds veelvuldig toegepaste techniek en kan dus als bewezen beschouwd worden. Deze techniek wordt vaak in combinatie met zandfiltratie uitgevoerd.

Ook chemische oxidatie is technisch haalbaar en hiermee worden de PAK geoxideerd met een rendement van 98%.

Membraanfiltratietechnieken daarentegen worden weinig ingezet en worden daarom (nog) niet als BBT geselecteerd.

Tabel 4.7: Kwalitatieve afweging van de milieuperformanties van de technieken voor PAK verwijdering

Techniek	Lucht	Water	Afval	Energie	Geluid	Globaal
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	+	+	0/-	-	0	+
Biologische zuivering	0/-	+	0	+	0	+/-
Chemische oxidatietechnieken	0	+	+	-	0	+
Actief koolfiltratie	0	+	-	0	0	+

Tabel 4.8: Kosten voor verwijdering van PAK uit grondwater

Techniek	Totale kost in euro/m ³	Exploitatiekost euro/maand ^a
Luchtstrippen met luchtzuiveringsstap	0,10-0,55	500-600
Biologische zuivering	0,18-4,25	800-1200
Actief koolfiltratie	0,17-0,99	500-600
Chemische oxidatie	0,5-3	-

a. maandprijzen voor een installatie van 5 m³/u

Uit bovenstaande tabel blijkt dat chemische oxidatie relatief de duurste techniek is. Bij een influentebereik van 100 tot 10.000 µg/l aan PAK bedraagt de kost voor een sanering met een debiet van 10m³/uur tussen 0,50 en 1,50 euro per m³ voor een ozon/UV behandeling. Katalytische oxidatie is nog duurder en zou tussen 3,20 en 3,70 euro/m³ kosten (Meeder et al., 1995) Actieve koolfiltratie is dus duidelijk de meest kosteneffectieve techniek.

Actieve koolfiltratie is BBT voor het verwijderen van PAK. Indien enkel naftaleen dient verwijderd te worden is ook luchtstrippen en biologische zuivering BBT.

4.2.2.6. Verwijderen van zware metalen

Zware metalen worden bij grondwatersaneringen hoofdzakelijk met behulp van volgende technieken verwijderd:

- precipitatie/coagulatie/flocculatie
- ionenwisseling
- membraanfiltratie

Precipitatie is een bewezen techniek voor de verwijdering van zware metalen. De behaalde effluentconcentraties hangen sterk af van het goed afvangen van de gevormde vlokken, wat op zijn beurt bepaald wordt door de wijze van afscheiding: bezinking, flotatie of filtratie. Rendementen van meer dan 90% zijn haalbaar.

Via ionenwisseling kunnen eindconcentraties van 10 µg/l gehaald worden. Voor cadmium is ionenwisseling als meest effectieve techniek te beschouwen (Meeder et al., 1995), ook voor chroomVI met VOCl-verontreinigingen zijn reeds goede resultaten gemeld. Het is van belang bij ionenwisseling om de toepasbaarheid van de harsen voorafgaand via labotesten na te gaan.

Membraanfiltratie is nog maar weinig toegepast maar heeft zich toch al bewezen in het verwijderen van zware metalen uit grondwater, met uitzondering van arseen en kwik.

Tabel 4.9: Kwalitatieve afweging van de milieuperformanties van de technieken voor verwijdering van zware metalen

Techniek	Lucht	Water	Afval	Energie	Geluid	Globaal
Precipitatie/coagulatie/flocculatie	0	+	-	0	0	+
Ionenwisseling	0	+	-	-	0	+/-
Membraanfiltratie	0	+	-	-	0	+/-

Zowel bij precipitatie, ionenwisseling en membraanfiltratie ontstaat slib of concentraat dat afgevoerd moet worden.

Tabel 4.10: Kosten voor verwijdering van zware metalen uit grondwater

Techniek	Totale kost in euro/m ³	Exploitatiekost euro/maand ^a
Precipitatie/coagulatie/flocculatie	0,5-1,5	3000-5000
Ionenwisseling	1-3	500-600
Membraanfiltratie	1-7,5	-

a. maandprijzen voor een installatie van 5 m³/u

Membraanfiltratie worden eerder zelden ingezet voor de verwijdering van zware metalen bij grondwaterzuivering en zijn duurder. Uit bovenstaande kunnen we dus besluiten dat precipitatie-coagulatie-flocculatie met eventueel ionenwisseling BBT zijn.

4.2.2.7. Verwijderen van MTBE

MTBE kan bij grondwatersaneringen met behulp van volgende technieken worden verwijderd:

- Luchtstrippen
- Actief koolfiltratie

Uit laboratorium- en veldtesten (OVAM 2004) is gebleken dat actieve kool vooral geschikt is als nazuivering, of enkel bij zeer lage debieten en MTBE-concentraties.

Plaatbeluchters zijn vooral interessant bij hoge debieten als de concentraties MTBE niet te hoog zijn. Bij hoge debieten en hoge concentraties MTBE zijn strippers het interessantste, eventueel met een retourstelsel als het waterdebiet dit toelaat. Indien zeer hoge debieten gecombineerd met hoge concentraties voorkomen, wordt best gebruik gemaakt van in serie geschakelde strippers.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van welke behandelingstreinen in staat zijn om een rendement te behalen van meer dan 90%.

Tabel 4.11: Toepassingsranges voor enkele ranges van concentraties en debieten (OVAM 2003)

MTBE concentratie (µg/l)	Debiet (m ³ /u)	Aanbevolen zuiveringsconfiguratie
0-250	5-10	Oliewaterseparator, plaatbeluchter, actieve kool
0-250	>10	Oliewaterseparator, stripper, actieve kool
400- 900	>5	Oliewaterseparator, stripper (L:W tot 100), actieve kool
>1400	5-10	Oliewaterseparator, stripper met retour, actieve kool
>1400	>10	Oliewaterseparator, stripper met L:W 100 tot 200, actieve kool
>1400	>10	Oliewaterseparator, meerdere strippers serie, actieve kool

De nageschakelde zuivering van de gestripte lucht verdient bijzondere aandacht. Hoge L/W-verhoudingen vergen een aangepaste dimensionering van de luchtzuivering. Op meerdere locaties werd er vastgesteld dat er belangrijke doorbraak optrad voor MTBE. In het geval van actieve kool wordt MTBE soms verdrongen door preferentiële sorptie van BTEX. Biofilters bleken maar beperkt tot weinig effectief te zijn voor de verwijdering van MTBE uit de striplucht.

Modelleringen en kostenramingen van het California MTBE Research Partnership hebben aangetoond dat het gebruik van actieve kool voor de verwijdering van MTBE uit water vooral kosteneffectief is voor water met lagere concentraties aan MTBE. In onderstaande tabel worden kostprijzen weergegeven welke gebaseerd zijn op het bereiken van een effluentconcentratie lager dan 0,5 µg/l (OVAM 2003).

Tabel 4.12: Verbruikshoeveelheden actieve kool (kokosnoot actieve kool) en kostenraming (OVAM 2003)

Doorstroomsnelheid (m ³ /u)	Influentconcentratie MTBE (µg/l)	Actieve koolverbruik (kg/m ³)	Kostprijs (euro/m ³)
14	20	0,018	0,61
	200	0,051	0,77
	2000	0,15	1,17

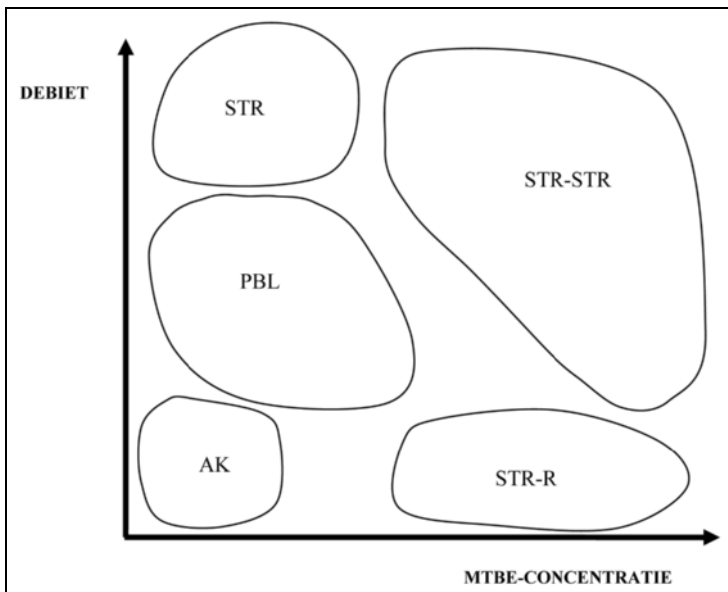
Stripping is vaak met succes gebruikt voor de reiniging van met MTBE verontreinigd grondwater bij tankstations, dat meestal relatief lage MTBE concentraties ($<1000\mu\text{g/l}$) bevat. Een studie van het American Petroleum Institute toonde aan dat luchtstrippen een kosteneffectieve technologie is voor de sanering van water met MTBE-gehalten van 10 tot $20.000\mu\text{g/l}$ voor een striptoren van ca. $5,7\text{ m}^3$ per uur bedraagt de kost ca. € 2,5 per m^3 . Voor de reiniging van de afgasen met actieve kool dient nogmaals € 1,9 per m^3 lucht voorzien te worden (OVAM, 2003).

Vito maakte op basis van literatuurgegevens een berekening voor het reinigen van grondwater met een MTBE gehalte van 10 ppm aan $12\text{ }^\circ\text{C}$ met een stripinstallatie aan 10 m^3 per uur een lucht/water verhouding van 160/1, gevolgd door het reinigen van de afgasen met een actieve koolfilter. De berekening werd gemaakt voor het zuiveren van grondwater tot effluentwaarden van 20, 100 en $300\mu\text{g/l}$. Onderstaande tabel geeft een overzicht.

Tabel 4.13: *Kostprijzen van een stripinstallatie, met nabehandeling van de lucht door actieve kool (De Wever et al., 2002)*

Kostprijs	Luchtstripper (euro per m^3)	Actieve kool nabehandeling (euro per m^3)	Totaal (euro per m^3)
Effluent tot $20\mu\text{g/l}$	0,62	0,64	1,26
Effluent tot $100\mu\text{g/l}$	0,35	0,64	0,99
Effluent tot $300\mu\text{g/l}$	0,20	0,64	0,84

Onderstaande figuur geeft schematisch een aantal toepassingsranges aan voor de mogelijke saneringstechnieken. Aan de hand van dit schema kan afgeleid worden binnen welke ranges (kwalitatief) van het influentdebiet en de MTBE-concentratie een techniek het meest rendabel is.



Figuur 4.2: *Kwalitatieve toepassingsranges saneringstechnieken MTBE, met AK: actief koolfilter, STR-R: stripper met retour, PBL: meervoudige plaatbeluchter, STR: striptoren*

4.2.2.8. *Verwijderen van BZV, CZV en zwevende stoffen*

Indien BZV, CZV of zwevende stoffen een probleem vormen, kunnen deze via biologische zuivering of langs fysico-chemische weg mee verwijderd worden. Doorgaans geven deze parameters echter geen problemen naar lozingen toe.

4.2.2.9. *Conclusie*

In principe is een heel scala van technieken mogelijk om de verschillende verontreinigingen uit het grondwater te verwijderen.

Uit bovenstaande evaluatie blijkt luchtstrippen de meest geschikte techniek te zijn voor het verwijderen van VOCl en BTEX. Deze techniek dient aangevuld worden door het nabehandeling van de lucht. Afhankelijk van de situatie wordt na het strippen nog nabehandeld met wateractieve kool.

Het verwijderen van minerale olie kan in principe met actieve koolfiltratie, luchtstrippen, biologische zuivering of een olie/waterafscheider.

Actieve koolfiltratie is BBT voor de verwijdering van PAK. Wanneer echter enkel naftaleen moet worden verwijderd zijn ook luchtstrippen en biologische zuivering BBT.

Voor het verwijderen van zware metalen is precipitatie, al dan niet met ionenwisseling BBT.

MTBE is best te verwijderen via een combinatie van een olie/waterafscheider, stripper(s) en actieve koolfiltratie.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de BBT conclusies voor waterzuivering.

Tabel 4.14: Overzicht BBT-conclusies voor grondwaterzuivering

Polluent	Techniek
VOCl	<ul style="list-style-type: none"> - Luchtstrippen - Biologische zuivering indien langdurige sanering van biodegradeerbare conc. VOCl's - Actieve koolfiltratie^a als nageschakelde techniek, of uitzonderlijke gevallen
BTEX	<ul style="list-style-type: none"> - Luchtstrippen - Biologische zuivering indien langdurige sanering van biodegradeerbare conc. BTEX - Actieve koolfiltratie^a als nageschakelde techniek
Minerale olie	<ul style="list-style-type: none"> - Luchtstrippen bij vluchtige olie - Biologische zuivering - Actief koolfilter^a - Olie/water afscheider
PAK	<ul style="list-style-type: none"> - Actief koolfilter^a
Naftaleen	<ul style="list-style-type: none"> - Actief koolfiltratie^a - Luchtstrippen - Biologische zuivering
ZM	<ul style="list-style-type: none"> - Precipitatie/coagulatie/flocculatie met eventueel ionenwisseling
MTBE	<ul style="list-style-type: none"> - Oliewaterafscheider, stripper en actieve koolfiltratie - Oxidatie als sterk verontreinigd
BZV/CZV/ZS	<ul style="list-style-type: none"> - Biol. zuivering - Fysico-chemische techniek

a. in combinatie met zandfiltratie

Opmerking: kostenevaluatie

De technische haalbaarheid is ruim aan bod gekomen in bovenstaande paragrafen en blijkt relatief makkelijk aan te geven. De economische haalbaarheid daarentegen is minder eenduidig, vandaar dat dit op basis van expertenbeoordeling diende te gebeuren.

In eerste instantie werd immers getracht op basis van een evaluatie van praktijkgegevens van afgeronde grondwaterzuiveringsprojecten in Vlaanderen een relatie te leggen tussen het reinigingsrendement van een zuiveringstechniek voor een bepaalde component en de kosten van die techniek. Op grond van de huidige gegevens (anno oktober 2005) konden echter geen kosten per verwijderde kilogram en per kubieke meter worden berekend.

In het algemeen kan worden gesteld dat de kosten per kg verwijderde verontreiniging en per behandelde m³ grondwater afhankelijk zijn van een groot aantal factoren. Drie belangrijke factoren zijn:

- *influentconcentratie*: Bij stijgende influentconcentratie zullen de kosten per m³ toenemen. De kosten per kg verwijderde verontreiniging nemen af.
- *de geëiste effluentconcentratie*: Bij strengere lozingsseisen zullen technieken moeten worden ingezet met een hogere kost. Hierdoor neemt de kost per kg verwijderde stof toe.
- *debiet*: Bij afname van het grondwaterdebiet stijgen de kosten per m³ grondwater en dus ook per kg verwijderde verontreiniging sterk. Deze toename wordt veroorzaakt door het relatief hoge aandeel van de vaste kosten (huur installaties of afschrijving/rente).

Een vergaande zuivering leidt dus tot meer verwijderde verontreiniging en een stijging van de kosten. Zolang dit gelijk opgaat, kan een verdergaande zuivering worden verlangd. Vaak zal er een duidelijke ‘knik’ zitten in de relatie tussen milieuverdienste enerzijds en kosten anderzijds. Dit zal vooral optreden indien moet worden overgeschakeld op een geheel andere of aanvullende techniek ten einde lagere concentraties te bereiken. Tegenover een beperkte toename van de milieuverdienste staat dan een onevenredige grote toename van de kosten.

Verder laat het evalueren van de kosten en baten van een maatregel (= kosteneffectiviteit) niet toe de economische haalbaarheid van de technieken in het algemeen te evalueren. Per techniek kunnen de kosten per kg verwijderde verontreiniging van sanering tot sanering verschillen. De toetsing moet dan ook gebeuren op case-by-case basis. Waarbij de effectieve kost per kg verwijderde pollutent per situatie kan bepaald en geëvalueerd worden.

Hierbij dienen een aantal kanttekeningen gemaakt te worden.

- Zoals reeds aangegeven is het criterium kosteneffectiviteit maar één invalshoek om de economische beoordeling te doen. Daarnaast speelt immers ook de economische haalbaarheid: is de totale kost nog te betalen door de saneerder ?
- Ten tweede is deze methodiek niet gericht op het bekijken van meerdere pollutanten tegelijk. Het milieuvoordeel zal dus in heel wat gevallen moeilijk in te schatten zijn.
- Ten slotte zijn het niet uitsluitend de economische aspecten die bepalend zijn voor de vraag of (verder) moet worden gesaneerd of niet. Dit is een samenspel van risicoreductie, milieuverdienste en kosten.

Hoofdstuk 5**AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE
BESCHIKBARE TECHNIEKEN**

De BBT vormen een belangrijke basis voor het opstellen en concretiseren van milieuregeling met name als onderbouwing of uitwerking van bijkomende sectorale vergunningsnormen in Vlarem II of het conformiteitsattest en als basis voor milieusubsidies in het kader van de ecologiesteunregeling.

In paragraaf 5.1 wordt op basis van de in hoofdstuk 4 geselecteerde BBT voorstellen geformuleerd naar algemeen toepasbare emissiegrenswaarden en lozingsvoorwaarden die gehanteerd kunnen worden bij het opstellen van voorwaarden voor bodemsaneringsprojecten of vergunningsvoorwaarden voor grondreinigingscentra.

5.1. Aanbevelingen voor de milieuvergunningsvoorwaarden**5.1.1. Algemeen**

Algemeen kan men in de voorwaarden in de conformverklaring melding maken van het volgen van *Achilles* waarin een preventiesysteem voor on-site bodemsaneringswerken werd uitgewerkt. Doel van dit preventiesysteem is het garanderen van een voldoende kwalitatieve uitvoering van de bodemsaneringswerken, met een maximale beheersing van de hinder voor mens en milieu, veiligheid, gezondheid en hygiëne.

Voor GRC's verwijzen wij naar de code van goede praktijk voor centra voor grondreiniging.

5.1.2. BBT en lucht

Bij bodemsaneringen kunnen voornamelijk stof en vluchtige organische componenten voor hinder of risico's zorgen. De hoeveelheden die hierbij vrijkomen zijn steeds afhankelijk van het type verontreiniging, de concentratie en de verspreiding van de componenten, de textuur en het vochtgehalte van de grond en de wijze van behandelen.

Een algemene aanbeveling is dat de bodemsaneringsdeskundige bij aanvang van het project aantoot of er al dan niet een overschrijding is van de massastromen zoals aangegeven in Vlarem II bijlage 4.4.2 door meting of theoretische berekening.

- Indien overschrijding, dient men te voldoen aan de algemene voorwaarden uit bijlage 4.4.2 van Vlarem II.
- Indien geen overschrijding, geldt de 90% reductie regel, dwz. dat dient te worden aangehouden dat maximaal 10% van de component wordt geëmitteerd. Dit kan door uitvoering van regelmatige metingen van influent en effluent van de luchtzuiveringstechnieken en het opstellen van een massabalans voor het gehele saneringsproject.

Metingen worden uitgevoerd volgens genormeerde meetmethodes zoals vereist volgens EU richtlijnen bij controles op wettelijke grenswaarden. Wanneer het gaat om meting van organische stoffen (KWS, benzine, solventen,..) in emissies dan bestaan volgende normen:

- EN 12619: FID analyzer voor de lage niveaus (0-20 mg C/Nm³), praktisch ligt de detectielimiet rond 1-2 mg C/Nm³

- EN 13526: FID analyzer voor hoge niveaus (20-500 mg C/Nm²)
- EN 13649: absorptie op buisjes, gevolgd door desorptie en analyse met gaschromatografie: GC-FID. In de praktijk kan hiermee een zeer uitgebreid concentratiegebied worden gemeten, theoretisch van 0,5 tot 2000 mg/Nm³. Naargelang het bemonsterd volume kan nog veel lager worden gemeten (0,01 mg/Nm³). Het resultaat wordt per component uitgedrukt, wat soms, bijvoorbeeld bij benzine, tot onderschattingen leidt omdat niet alle aanwezige componenten als voldoende grote piek in het chromatogram waargenomen worden. De FID analyzer ziet wél de som van alle componenten, en is hierop dus een goede aanvulling.

Specifiek voor bodemsanering kan niet-methaan koolwaterstofmeting aangewezen zijn, want de FID reageert ook op methaan. Methaan is voor ongeveer 2 ppm steeds in de lucht aanwezig, mogelijk in hogere concentraties in bodemlucht. Een niet-methaan-KWS monitor is een dubbelkanaals FID toestel, waarvan 1 kanaal met katalysator die alles behalve methaan vernietigt.

PID geldt als een indicatieve meting. PID reageert immers op verschillende ioniseerbare anorganische gassen (H₂S, NH₃,...), is niet zo lineair, is niet eenvormig in zijn responsfactor (zeer gevoelig voor onverzadigde KWS – PID wordt gewoonlijk geijkt op buteen – en ongevoelig voor alkanen). PID is ook gevoelig aan quenching (ongewenste absorptie van het UV licht of verlies van ionen door bijvb. waterdamp of CO₂). De methode is daardoor ongeschikt voor het bewaken van wettelijke grenswaarden of milieuvergunningvoorwaarden. Deze methode kan wel gebruikt worden bij het op punt stellen of opvolgen van de installatie door de exploitant.

Voor de meest voorkomende polluenten, stof en VOS, werd dit verder uitgewerkt in volgende paragrafen.

5.1.2.1. *Stof*

Bij de bodemsaneringsactiviteiten is verwaaiing van stof mogelijk, waarbij voornamelijk fijn respirabel stof (< 10 µm) van belang is. Volgende middelvoorschriften ter voorkoming van verwaaiing van stof kunnen worden voorgesteld in de vergunning/'conformverklaring':

- plaatsen van deklagen op verontreinigde grond
- sproeiërs plaatsen
- windschermen plaatsen
- grondverwerking overdekt uitvoeren
- werfwegen en stockageplaatsen stofvrij houden door regelmatig te vegen (nat) en door gebruik te maken van wielwasinstallaties.

5.1.2.2. *VOS*

Bij *bodemsaneringen* kunnen volgende voorschriften in de 'conformverklaring' worden opgenomen:

- preventieve maatregelen, waaronder het aanbrengen van deklagen en controleren van snelheid, duur, tijdstip (temperatuur en wind) en hoeveelheid te ontgraven grond. Deze maatregelen geven een tijdelijke emissiereductie van VOS met 75 tot 95%.
- uitzeven van grond op de werf is niet toegelaten wanneer de grond significant verhoogde gehalten VOS bevat (vb. > 25 mg/kg BTEX+VOC1 of > 50 ppm vluchtige alkanen) tenzij dit gebeurt met afzuiging van de VOS die kunnen vrijkomen ter hoogte van de zeef.
- bij de in-situ technieken dient, bij onttrekken van bodemlucht of grondwater, de lucht door een actief koolfilter- of biofilterinstallatie (laatstgenoemde enkel voor aëroob biologisch afbreekbare VOS) geleid te worden alvorens deze in de atmosfeer wordt geloosd. De werking/efficiëntie van deze installaties dient, zoals ook voorgeschreven in *Achilles* frequent

gecontroleerd te worden en er dient te worden gewerkt met twee adsorptie-units in serie. Voorgesteld wordt om bij in-situ bodemsaneringen aan te tonen dat ten hoogste 10% van de mogelijk vervluchtigbare organische componenten (in te schatten op basis van de aanwezige vracht in de verontreinigde grond) worden geëmitteerd. Dit kan op basis van de facturen van de verbruikte actieve kool (adsorptiecapaciteit bij goede werking ligt tussen 20 à 25 g solvent per 100g actieve kool) en door uitvoering van regelmatige genormeerde metingen van influent en effluent van de luchtzuiveringstechnieken en het opstellen van een massabalans voor het gehele saneringsproject.

GRC's zijn Vlarems vergunningsplichtige inrichtingen en vallen wat de voorwaarden betreft onder de bepalingen van Vlarems II voor afvalverwerkende installaties (rubriek 2). Hiervoor kan dus niets geregeld worden via conformverklaringen van projecten. Als bijzondere vergunningsvoorwaarden voor GRC's kan men het werken in gesloten hallen aanbevelen voor grondpartijen met verhoogde gehalten VOS (vb. > 25 mg/kg BTEX+VOCl of > 50 ppm vluchtige alkanen). De hallen dienen te worden voorzien van een systeem voor luchtzuivering met een behandeling van de afgezogen afgassen via actieve koolfiltratie of biofiltratie.

5.1.3. BBT en verbrandingslucht

Volgende emissies zijn van belang bij thermische grondreinigingsinstallaties:

- Stof uit schoorsteenemissie
- NO_x
- SO₂
- HCl
- Zware metalen, waaronder kwik
- Dioxines
- Verbindingen die wijzen op onvolledige verbranding (vb. CO).

Om deze luchtverontreiniging te beperken is behandeling van de afgassen met doekfilters en actief koolfilters of gaswassers BBT. De emissies van thermische installaties kunnen door toepassen van BBT gereduceerd worden tot onderstaande emissiewaarden (daggemiddelden):

- Stof: < 10 mg/Nm²
- NO_x: 200 mg/Nm²
- SO₂: 40 mg/Nm²
- HCl: 10 mg/Nm²
- Kwik: 50 µg/Nm³
- Dioxines: 0,1 ng TEQ/Nm³
- CO: 50 mg/Nm²

Op basis van een analoge BBT-evaluatie komt de Duitse VDI-richtlijn 3898 voor on-site en off-site opgestelde thermische grondbehandelingsinstallaties tot volgend voorstel (tabel 5.1) van normen die gelden voor schoorsteenmetingen. Dit voorstel is tevens in overeenstemming met de Europese richtlijn met betrekking tot afvalverbranding⁷ met die uitzondering dat er bij afvalverbranding ook een norm voor dioxines van kracht is, nl. 0,1 ng TEQ/Nm³.

⁷ Richtlijn 2000/76/EG van het Europees Parlement en de Raad van 4 dec 2000 betreffende de verbranding van afval, publicatie blad van de Europese Gemeenschappen PB L 332 van 28/12/2000

Tabel 5.1: Overzicht Duitse emissiegrenswaarden voor on-site en off-site opgestelde thermische grondbehandelingsinstallaties (VDI richtlijn 3898)

Polluent	VDI richtlijn	
	daggemiddelden in mg/Nm ³	Halfuur waarde in mg/Nm ³
CO	50	100
Totaal stofdeeltjes	10	30
Totaal C-gehalte	10	20
HCl	10	60
HF	1	4
SO ₂	50	200
NO en NO ₂	200	400
Kwik	0,03	0,05
Dioxinen en furanen	-	-

Deze emissiegrenswaarden zijn gebaseerd op een zuurstofpercentage in de afgassen van 11%.

Voorstel:

We stellen voor de normen voorgesteld in de VDI richtlijn 3898 ook in Vlaanderen te hanteren. Eventueel kunnen de normen voor kwik en NO_x worden afgestemd op deze geldig voor afvalverbranding, nl. 0,1 mg Hg/Nm³ als halfuurgemiddelde, 0,05 mg Hg/Nm³ als daggemiddelde en 400 mg NO_x als daggemiddelde. In de VDI-richtlijn wordt geen melding gemaakt van een dioxinenorm. Indien men deze in Vlaanderen toch wenst in te voeren, kan men hiervoor overwegen deze over te nemen uit de normering voor verbranding van afval.

In het geval het gaat over *on-site installaties*, kan men overwegen hiervoor afwijkingen toe te staan. Deze installaties bieden immers een milieuvoordeel tov. off-site opgestelde installaties daar men de grond niet hoeft te transporteren naar de grondreinigingscentrale. Dit geeft dus minder emissies van NO_x (nl. 6,1 g/km), SO₂ (0,13 g/km), stof (0,28 g/km), KWS (1,2 g/km) en CO (2,7 g/km) en beperkt het ontstaan van mogelijke geluidshinder ten gevolge van transport. Normen voor on-site thermische installaties kunnen berekend worden op basis van de normen voor off-site installaties welke vermeerderd worden met de emissies die worden ‘bespaard’ tgv. vervoer over de weg rekening houdende met de doorzet van de installatie (ton per uur) en het bijhorende luchtdebiet van de gasreiniging.

In onderstaande tabel worden gemiddelde emissiewaarden berekend voor een on-site installatie. Bij deze berekening werden volgende aannames gedaan:

- thermische installatie van 35 ton/u en 8000 Nm³ rookgassen/ton grond verwerkt;
- transport over 100 km
- verwerking van 1 vrachtwagen (35 ton).

Tabel 5.2: Voorbeeldberekening emissiegrenswaarden voor een on-site installatie tov verwerking van 1 vrachtwagen (35 ton) verontreinigde grond in een off-site installatie waarbij de verontreinigde bodem voorafgaand over 100 km dient getransporteerd te worden, installaties met een verwerkingscapaciteit van 35 ton/u en 8000 Nm³/ton afvalgrond verwerkt

Polluent	Voorstel emissiegrenswaarden off-site thermische installaties (daggemiddelde in mg/Nm ³)	Vermeden emissies transport (1 rit van 1 vrachtwagen over 100km)	% vermeden emissies per vrachtwagen grond en per 100 km transport tov. emissies thermische behandelingsinstallatie	Voorbeeld voorstel emissiegrenswaarden on-site thermische installaties (mg/Nm ³)
CO	50	2700 g	20	60
Totaal stofdeeltjes	10	280 g	10	11
Totaal C-gehalte	10	1200 g	43	14
HCl	10		0	10
HF	1		0	1
SO ₂	50	130 g	1	50
NO en NO ₂	400	6100 g	5	422
Kwik	0,05		0	0,05
Dioxinen en furanen	0,1		0	0,1

5.1.4. BBT en water

BBT en lozingsvarianten

Voor het afvoeren van behandeld grondwater of proceswater bij bodemsaneringsprojecten bestaan 4 lozingsvarianten:

- hergebruik in productieproces
- lozing in de bodem (herinfiltratie)
- lozing op oppervlaktewater
- (afvoer en verwerking elders)
- lozing op de riolering

Bij alle varianten dient het grondwater op de locatie eerst te worden gezuiverd alvorens te lozen. Bij het opstellen van een saneringsproject dienen deze varianten onderzocht en vervolgens geopteerd te worden voor de beste oplossing. De keuze is afhankelijk van de effecten op het milieu, technische of locatiespecifieke kenmerken en/of kosten.

Als leidraad geldt:

- dat het gezuiverde grondwater maximaal een nuttige bestemming moet krijgen en/of in de bodem geïnfilteerd.
- indien nuttig hergebruik en infiltratie geen (volledige) oplossing bieden, komt de lozing in oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht) in aanmerking.
- slechts in laatste instantie is de lozing op de openbare riolering aan de orde.

De bodemsaneringsdeskundige dient deze leidraad in rekening te brengen bij de opmaak en de beoordeling van het bodemsaneringsproject.

Door *hergebruik* van het gezuiverde grondwater als koel- en proceswater kan worden bespaard op het industriële gebruik van kwalitatief hoogwaardig (drink)water.

Naast hergebruik dient ook *herinfiltratie* in de bodem onderzocht en beoordeeld te worden. Bij het beoordelen van herinfiltratie spelen locatiespecifieke omstandigheden een belangrijke rol. Hierbij moet vooral gedacht worden aan de bodemstructuur. Zo laten kleipakketten slecht water door en zullen dus niet geschikt zijn voor herinfiltratie. Zowel bij het onttrekken als bij het herinfiltreren van water kunnen de systemen na verloop van tijd verstopt raken door accumulatie van materiaal in of rond de put. Daardoor kan de effectiviteit van een installatie geleidelijk aan verminderen.

Bij herinfiltratie worden zeer scherpe kwaliteitseisen gehanteerd voor grondwater dat in de bodem wordt geretourneerd. De kosten van herinfiltratie liggen gemiddeld 30% hoger dan bij lozing op oppervlaktewater. De hoge kosten worden voor een belangrijk deel veroorzaakt door de infiltratievoorziening en de strenge eisen die veelal worden gesteld aan het terug te voeren water.

Voorgesteld wordt dat indien kan aangetoond worden dat er binnen een gesloten hydraulisch systeem (= alles wat geïnfiltrerd wordt ook terug wordt opgepompt) wordt gewerkt niet noodzakelijk dient te worden voldaan aan de gebruikelijke voorwaarden voor lozen op grondwater. Men dient dus via overleg met de bevoegde overheid tot een optimum te komen tussen saneringsdoelstelling (hoe schoon moet het water uiteindelijk worden) en de lozingseisen. Het is uiteraard weinig zinvol om gesaneerd water terug te voeren dat aanzienlijk schoner is dan de uiteindelijk te bereiken grondwaterkwaliteit, zeker niet indien daarvoor veel hogere kosten gemaakt moeten worden dan voor een zuivering die minder verregaand is.

Lozing op oppervlaktewater is alleen mogelijk wanneer een geschikt ontvangend oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht, leiding bestemd voor de afvoer van hemelwater) op een bereikbare afstand van de saneringslocatie aanwezig is.

Bij het *lozen* van grondwater *op de riolering* dient er rekening gehouden te worden met het negatief effect dat het lozen van vergezuiverd water heeft op de werking van de RWZI. Het gezuiverde grondwater kan immers een dermate verdunning van het influent van de RWZI's veroorzaken dat de goede werking ervan verstoord wordt en bovendien bijdragen tot het overstoren van ongezuiverd afvalwater bij hevige neerslag. Daarnaast dient ook gewezen op mogelijke effecten tijdens het transport van deze afvalwaters door de riolering. Lozing op de riolering mag niet als een gemakkelijheidsoplossing gezien worden zonder rekening te houden met de negatieve effecten ervan of het verplaatsen van het probleem.

BBT en lozingsvoorwaarden

Algemeen

Bij het opmaken van het bodemsaneringsproject dient de bodemsaneringsdeskundige rekening te houden met en aan te geven in welke zuiveringszone het afvalwater zal geloosd worden. Een lozing in een riolering die aansluit op een RWZI kan eventueel andere normen opgelegd krijgen voor biologisch afbreekbare stoffen dan wanneer de riolering rechtstreeks in oppervlaktewater toekomt. Hiervoor dient te worden bekeken dat de goede werking van de RWZI niet verstoord wordt. Aquafin kan hiervoor bijkomend advies leveren.

In geval van lozing op de riolering die gedurende de sanering aangesloten is of wordt op een RWZI kunnen bijkomende voorwaarden worden opgelegd. De basisprincipes, zoals verwoord in hoofdstuk 2, gelden als uitgangspunt.

Overeenkomstig de VMM/Aquafin-consensus zal de VMM voor de lozing van volumes hoger dan 10 m³ per uur niet-verontreinigd bemalingswater conform art. 5.53.6.1.1 van Vlarem II de

aanvaardbaarheidsbeoordeling met de RWZI-exploitatie en de impact op de aanwezige overstorten vragen aan Aquafin en opnemen in haar advies.

Daarnaast dient ook de toetsing gedaan aan de bepalingen van het uitvoeringsbesluit d.d. 21.10.05. Vergunde lozingen van meer dan 200 m³/d met een BZV van minder dan 100 mg/l worden als verstorend beschouwd en dienen desgevallend het voorwerp uit te maken van een saneringscontract. Bij de beoordeling kan een onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds de bemalingsfase (groot debiet gedurende korte tijd (enkele dagen of weken)) en de effectieve sanering en anderzijds kort- en langlopende saneringen.

Langlopende saneringen (meer dan 1 jaar) met een debiet groter dan 200 m³/dag en BZV kleiner dan 100 mg/l dienen in geval van lozing op de riolering die gedurende de sanering aangesloten is of wordt op een RWZI, te voldoen aan de bepalingen van het besluit van de Vlaamse regering d.d. 21.10.05.

Deze saneringen kunnen dan ook niet starten indien niet voldaan is aan de bepalingen van dit besluit.

De lozing van dit vergaand verdund afvalwater kan aangepakt worden op diverse manieren: ofwel debiet verlagen, ofwel doseren C-bron, ofwel afkoppelen en lozen op oppervlaktewater. De bodemsaneringsdeskundige dient bij het opstellen van een bodemsaneringsproject zowel het debiet als de lozingsvarianten grondig te motiveren. Indien op basis van deze afweging blijkt dat voor deze verstorende debieten toch een lozing op riool noodzakelijk blijkt, dient advies gevraagd te worden aan Aquafin teneinde de impact op de RWZI-exploitatie én de overstorten op het toevoerend stelsel te kunnen evalueren.

Hierbij dient opgemerkt dat ook bij kleinere debieten dan 200 m³/d het aangewezen is om de diverse lozingsopties te onderzoeken overeenkomstig de bovenstaande leidraad.

Het is aan te bevelen om de fases van de grondwaterwinning, zowel qua debiet als tijdsduur (indicatie) ook duidelijk weer te geven in het bodemsaneringsproject en mogelijk ook in het conformiteitsattest (visie VMM). Het begin en einde van elke fase dient gemeld aan de VMM op volgend centraal adres: bodemsaneringen@vmm.be.

Voorgesteld wordt om de bemalingen zoveel mogelijk op te starten tijdens droge periodes.

Naast de lozingsvoorwaarden voor de te saneren pollutanten, dienen zonnodig ook voorwaarden opgelegd te worden voor andere probleemparameters. Dit dient te blijken uit de bij de opmaak van het project uit te voeren risico-analyse ter beoordeling van de impact van andere te verwachten probleemparameters (o.a. afkomstig van aanpalende percelen) op het oppervlaktewater of de RWZI. Hierbij dient eveneens de te verwachten kwaliteit van het te lozen afvalwater in functie van de algemene lozingsvoorwaarden geëvalueerd worden.

Specieke waterzuiveringsinstallaties voor de zuivering van grondwater

Thans (2006) schrijven de bevoegde instanties geen end-of-pipe maatregelen voor maar wordt voor de meest voorkomende verontreinigingen een referentielijst van lozingsvoorwaarden gehanteerd waaraan het effluent van een bodemsanering moet voldoen. Deze lozingsvoorwaarden zijn vaak afgeleid van de basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater (zie tabel 2.3, p. 12).

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de geselecteerde BBT, de BBT gerelateerde haalbare rendementen en de huidig gehanteerde lozingsvoorwaarden.

Tabel 5.3: Overzicht BBT-conclusies voor grondwaterzuivering in specifieke waterzuiveringsinstallaties (zie hoofdstuk 4)

Polluent	BBT	Haalbaar rendement ^a %	Gangbare lozingsvoorwaarden µg/l
VOCl	Luchtstrippen of biologische zuivering (indien biodegradeerbaar) en actief kool als nageschakelde techniek (+ zandfilter)	80-99,5	100
BTEX	Luchtstrippen of biologische zuivering (indien biodegradeerbaar) en actief koolfilter als nageschakelde techniek (+ zandfilter)	95-99	20 indiv. comp: 10
Minerale olie	Luchtstrippen, biol. zuivering, actief koolfilter (als nabehandeling) of olie/water afscheider	50-95	500
PAK	Actief koolfilter (+ zandfilter)	95	1-10
Naftaleen	Actief koolfilter (+ zandfilter) of biologie of luchtstrippen	95-99	1-10
ZM	Precipitatie/coagulatie/ flocculatie met eventueel ionenwisselaar Sorptiemedium (+ zandfilter)	90-99	- Cd 10 - Cu 500 - Ni 500 - Pb 500 - Zn 500 - Hg 2 - Cr 500 - As 300
MTBE	Oliewaterafscheider, luchtstrippen en actieve koolfiltratie (+ zandfilter)	90-95	100

- a. deze rendementen zijn mogelijk haalbare rendementen maar dienen in specifieke gevallen te worden herbekeken, ze zijn immers afhankelijk van influentconcentratie, dimensionering, uitvoeringsvorm en aanwezigheid van Fe, opgeloste deeltjes,...

Op basis van de BBT-analyse kon geen voorstel geformuleerd worden voor vernieuwde sectorale lozingsvoorwaarden. Bij het vastleggen van lozingsvoorwaarden zal per bodemsaneringsproject naast de BBT-technieken ook rekening gehouden moeten worden met andere overwegingen zoals: milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater, impact op de waterzuiveringsinfrastructuur, risicoreductie, milieuverdienste en kosten.

Wanneer een aanzienlijke impact op de waterkwaliteit wordt verwacht kan een immissietoets worden uitgevoerd om hierover meer inzicht te bieden. Bij een significante verslechtering van de waterkwaliteit kunnen aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn. Acute risico's dienen te allen tijde vermeden te worden. Bovendien dient ook aandacht besteed te worden aan de risico's veroorzaakt op langere termijn.

Een ander mogelijke optie is het werken met effect- en stofgerichte testen (acute en chronische toxiciteit, persistentie, bio-accumulatie) als alternatief voor het opleggen van lozingsvoorwaarden. Er zijn een uitgebreide reeks van tests beschikbaar die kunnen ingezet worden bij het onderzoek naar de effecten van vervuuld water. Hiervoor wordt verwezen naar de VITO-webstek waarin uitgebreid wordt aangegeven welke testen er kunnen uitgevoerd worden zowel op korte termijn als op lange termijn: <http://www.vito.be/milieu/milieutoxicologie2b.htm>.

Om te komen tot aanvaardbare lozingsvoorwaarden kunnen de BBT gerelateerde reductiepercentages als uitgangspunt worden gehanteerd. De gangbare lozingsvoorwaarden (tabel 5.3) kunnen dan als richtinggevend gezien worden.

Bedrijfseigen waterzuiveringsinstallatie voor zuivering van grondwater

Indien er reeds een waterzuiveringsinstallatie aanwezig is op de te saneren site, kan hiervan gebruik gemaakt worden. De bedrijfsafvalwaterzuiveringsinstallatie dient dan wel vergund te zijn via de milieuvergunning overeenkomstig Vlarem voor alle relevante parameters. Tevens dient hierbij te worden aangetoond dat er gebruik gemaakt wordt van de BBT-technieken voor het uitvoeren van bodemsaneringen voor de te saneren pollutant, het vergunde debiet en de vergunde lozingsvoorwaarden niet worden overschreden en de verontreiniging effectief verwijderd wordt. Verdunning wordt hierbij niet als een behandeling beschouwd. Indien een voorzuivering van het grondwater noodzakelijk is voor behandeling in de bestaande bedrijfswaterzuivering, dient het effluent van de voorzuivering te worden bemonsterd en dient wel voldaan aan de normen opgelegd in het conformiteitsattest.

De keuze voor het al dan niet inzetten van de on-site afvalwaterzuiveringsinstallatie bij de grondwaterreiniging moet uitdrukkelijk onderbouwd worden in het bodemsaneringsproject.

Conclusie:

Verder onderzoek naar risico-evaluatie en kosten is aangewezen om te komen tot een lijst van haalbare lozingsvoorwaarden bij grondwatersaneringen.

Ter informatie:

Indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater in Nederland

In onderstaande tabel worden indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater aangegeven zoals deze nu in Nederland worden voorgesteld. (CIW, april 2004) (tabel 5.4, p. 172). Dit voorstel is gebaseerd op wat met stand-der-techniek in Nederland haalbaar is.

Voor een aantal parameters werden in de CIW studie ook verantwoorde risiconiveau's aangegeven voor oppervlaktewater. Het VR (= verantwoord risiconiveau) is een concentratie van een stof, waar beneden sprake is van verwaarloosbare effecten op mens of ecosysteem (= te vergelijken met milieukwaliteitsnormen/richtniveau). Hierbij is rekening gehouden met mogelijke effecten als gevolg van gecombineerde werking van macro-polluenten die gelijktijdig in een watersysteem aanwezig kunnen zijn. Deze VR zijn afgeleid van de maximaal toelaatbare risicogrenzen. De maximaal toelaatbare risiconiveau's zijn berekende waarden voor concentraties van een bepaalde stof in het milieu, waarbij 95% van de daar levende organismen beschermd zijn tegen de gevolgen van de desbetreffende stof. Het verantwoord risiconiveau ligt in Nederland vaak 100 keer lager dan het maximaal toelaatbaar risiconiveau. Deze risiconiveaus zijn de basis voor de milieukwaliteitsnormen die in het Nederlandse milieubeleid worden gebruikt.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de in Nederland gehanteerde indicatieve lozingsvoorwaarden voor grondwater op oppervlaktewater (verdunning >100), de verantwoorde risiconiveau's voor oppervlaktewater en de Vlaamse basiskwaliteitsnormen voor oppervlaktewater.

Tabel 5.4: Nieuwe Nederlandse indicatieve normen voor lozen op groot oppervlaktewater (verduunningsfactor > 100), verantwoord risiconiveau voor oppervlaktewater in µg/l (CIW, 2004 en RIVM Rapport 'Risiconiveaus voor milieukwaliteit in Nederland', 1999 en http://arch.rivm.nl/csr/ins_nl.html); Maximaal Toelaatbare Concentraties (MTC) voor zware metalen in µg/l totaal voor oppervlaktewater en de Vlaamse basiskwaliteitsnormen geldig voor alle oppervlaktewateren in µg/l

Verontreiniging	Groot ontvangend opp.water ^a	Verantwoord risiconiveau ^b		Vlaamse basiskwaliteitsnormen oppervlaktewater
BTEX-som	50	-		≤ 2
- Benzeen	--	2		≤ 1
- Toluëen	--	7		≤ 1
- Ethylbenzeen	--	4		≤ 1
- Xyleen	--	4		≤ 1
VOCl-som alifatisch	20			≤ 5
- tetrachlooretheen	--	3		--
- trichlooretheen	--	24		--
- 1,2-dichlooretheen	--	61		--
- 1,1,1 trichloorethaan	--	21		--
- vinylchloride	--	8		--
VOCl-som aromatisch	20			≤ 5
- monochloorbenzeen	--	7		--
- dichloorbenzenen (ind)	--	3		--
- trichloorbenzenen	--	0,7		--
Minerale olie	500	50		--
Naftaleen	0,1	0,01		≤ 0,1
Overige PAK	--	--		
- anthraceen	--	0,0008		--
- fenantreen	--	0,003		--
- fluorantheen	--	0,005		--
- benzo(a)anthraceen	--	0,0003		--
- chryseen	--	0,009		--
- benzo(k)fluorantheen	--	0,002		--
- benzo(a)pyreen	--	0,002		--
- benzo(ghi)peryleen	--	0,005		--
- indenopyreen	--	0,004		--
Zware metalen	--	MTC	VR	--
- Cadmium (Cd)	4	2	0,4	< 0,1
- Kwik (Hg)	1	1,2	0,07	--
- Koper (Cu)	11	4	1,1	≤ 50
- Nikkel (Ni)	41	6	4,1	≤ 50
- Lood (Pb)	53	220	5,3	≤ 50
- Zink (Zn)	120	40	12	≤ 200
- Chroom (Cr)	24	84	2,4	≤ 50

a. Nieuwe Nederlandse indicatieve normen voor lozen op groot oppervlaktewater

b. Nederlandse gegevens: RIVM Rapport 'Risiconiveaus voor milieukwaliteit in Nederland'

De hierboven gegeven Nederlandse richtwaarden voor lozings-eisen voor oppervlaktewater bij bodemsaneringsprojecten vereisen voor een aantal parameters maatregelen op die verder gaan dan BBT, en dit zeker bij lozing van zware metalen en naftaleen en overige PAK.

5.1.5. BBT en geluid

Machines worden ingezet met een geluidsbeperking tot 80 dBA, zoals voorgeschreven in *Achilles*. De exploitant dient tijdens het bewerken zoveel mogelijk maatregelen te nemen om die geluidshinder te beperken om zo te voldoen aan de richtwaarden voor geluid opgenomen in hoofdstuk 4.5 en bijlage 2.2.1 van Vlarem II.

Algemene maatregelen zoals het geluidsdicht maken van afzuigunits en indien mogelijk het hydraulisch indrukken van damwandplanken zijn BBT.

5.2. Aanbevelingen voor ecologiepremie

5.2.1. Inleiding

Bedrijven die in Vlaanderen ecologische investeringen uitvoeren, kunnen hiervoor subsidies krijgen van de Vlaamse Overheid: de ecologiepremie. In deze paragraaf worden aanbevelingen gegeven om één of meerdere van de besproken milieutechnologieën in aanmerking te laten komen voor deze investeringssteun.

Ecologiepremie kadert binnen het Vlaams decreet betreffende het economisch ondersteuningsbeleid van 31 januari 2003. De bepalingen van dit decreet m.b.t. investeringssteun voor ecologie, worden geconcretiseerd in het besluit van de Vlaamse regering tot toekenning van steun aan ondernemingen voor ecologie-investeringen in het Vlaamse gewest van 1 oktober 2004 (gewijzigd bij Besluit van de Vlaamse regering van 20 juli 2006), en het Ministerieel besluit van 29 oktober 2004 (herhaaldelijk gewijzigd) dat er de uitvoering van regelt.

Ecologie-investeringen zijn investeringen in nieuwe milieutechnologieën en energietechnologieën die leiden tot energiebesparing, waaronder ook warmtekrachtkoppeling (WKK) en hernieuwbare energie (HE).

De volledige info over de ecologiepremie is te vinden op de website: <http://www.vlaanderen.be/ecologiepremie>.

De investeringen die in aanmerking komen voor de ecologiepremie zijn opgenomen in een limitatieve technologieënlijst (LTL). Deze lijst is raadpleegbaar via bovenvermelde website. Dit is ook de webpagina om elektronisch een dossier in te dienen (e-government in het teken van de administratieve vereenvoudiging).

Wanneer een onderneming een technologie uit de lijst kiest, wordt onmiddellijk een simulatieberekening van de steun uitgevoerd. Na een eenvoudige aanvraag volgt een snelle beoordeling. Hierna wordt een goedgekeurde aanvraag uitbetaald.

In principe kan een onderneming ook een dossier indienen voor een technologie die niet op de lijst staat. In dit geval moet de nieuwe technologie worden verantwoord aan de hand van een gedetailleerde studie. Een aangevraagde technologie die is aanvaard, wordt – na goedkeuring door de minister – toegevoegd aan de LTL.

Per technologie vermeldt de limitatieve technologieënlijst volgende gegevens:

- de naam van de technologie;
- een bondige uitleg of omschrijving van de technologie;
- het technologietype;
- het meerkostpercentage;
- de milieuperformantiefactor (enkel voor milieutechnologieën);
- het aanvaard investeringspercentage;
- de geldigheidsduur van de technologie (einddatum)
- een oplistijng van de investeringscomponenten die in aanmerking komen voor een ecologiepremie

Het aanvaard investeringspercentage is voor milieutechnologieën het product van het meerkostpercentage en de milieuperformantiefactor. Voor energietechnologieën is het aanvaard investeringspercentage gelijk aan het meerkostpercentage.

Elk van deze termen wordt onderstaand toegelicht.

De meerkost is een maat voor de extra kosten die een bedrijf heeft door te investeren in de milieuvriendelijke technologie. Deze meerkost is de extra investeringen, verminderd met de bijkomende opbrengsten.

De meerkost wordt uitgedrukt als een percentage van de totale investeringskost (meerkostpercentage).

De extra investeringen worden berekend door de ecologie-investering te vergelijken met een klassieke investering die in technisch opzicht vergelijkbaar is (inclusief gelijke productiecapaciteit), maar waarmee niet hetzelfde niveau van milieubescherming wordt bereikt.

Bijkomende opbrengsten zijn de voordelen van een eventuele capaciteitsverhoging en de kostenbesparingen en extra bijproducten gedurende de eerste 5 jaar van de gebruiksduur van de investering.

Aan elke milieutechnologie wordt ook een milieuperformantiefactor toegekend. Dit is een factor (tussen 0,6 en 1) die aangeeft hoe belangrijk het milieuvoordeel is van een bepaalde technologie.

Een overzicht van de steunpercentages en van de maximale steunbedragen per type technologie is weergegeven in tabel x.

Tabel 5.5: Steunpercentages van de ecologiepremie

	Kleine en middelgrote ondernemingen		Grote ondernemingen	
	steun	Plafond (mln)	steun	Plafond (mln)
Technologie uit de lijst	35%	1,5	25%	1,5
Verhoging steun indien milieuzorgsysteem				
Milieucharter	+1,5%	1,5	+1,5%	1,5
ISO-14000	+3%	1,5	+3%	1,5
EMAS	+5%	1,5	+5%	1,5

5.2.2. Toetsing van de milieuvriendelijke technieken voor het uitvoeren van bodemsaneringen aan de criteria voor ecologiepremie

Het BBT-kenniscentrum van VITO verleent ondersteuning aan het Vlaams Energieagentschap bij het opstellen van de limitatieve technologieënlijst. Conform de BBT-aanpak komt een technologie op de lijst als aan *alle* onderstaande voorwaarden is voldaan:

- de technologie heeft een duidelijk milieuvoordeel;
- dit milieuvoordeel is groter of minstens even groot als voor analoge technologieën;
- de technologie is het experimenteel stadium ontgroeid (toepassing in bedrijfstak op korte termijn is mogelijk) maar is (nog) geen standaard technologie in de bedrijfstak;
- de toepassing van de technologie is nog niet verplicht in Vlaanderen bv. om te voldoen aan Vlarem II;
- er gaat een betekenisvolle investeringskost mee gepaard;
- de investeringskost is groter dan die van een standaardinstallatie;
- de investering betaalt zich niet op korte termijn (binnen 5 jaar) terug door de gerealiseerde besparingen.

Als er Vlaamse normen van toepassing zijn dan wordt alleen subsidie toegekend indien met de technologie betere resultaten worden bereikt dan de Vlaamse norm.

Als er geen Vlaamse normen van toepassing zijn, hebben de technologieën op de lijst één van volgende doelstellingen:

- het aanpassen van de installaties aan nieuwe Europese normen die zijn goedgekeurd, ook al zijn deze normen nog niet van toepassing;
- het overtreffen van de (bestaande) Europese normen;
- het bereiken van milieuvoordelen waarbij nog geen Europese normen zijn goedgekeurd.

Advies Vlaams Energieagentschap:

Een bodemsanering is een activiteit die eenmalig wordt uitgevoerd. Het saneren van een verontreinigde bodem is in principe een verplichte activiteit binnen het bodemsaneringsdecreet. Investeringskosten voor het saneren van een bodem komen in principe dan ook niet in aanmerking voor de ecologiepremie.

Het is eventueel wel mogelijk om een nieuwe aanvraag in te dienen voor een technologie die betere resultaten geeft dan de normen zoals opgelegd in Vlarem II. Het dient in dit geval te gaan om een technologie die minstens BBT is en die nog niet (of enkel sporadisch) wordt toegepast door een te hoge kostprijs.

BIBLIOGRAFIE

- Anoniem, 'Bodemsaneringen in Vlaanderen 1996-2001: een evaluatie', OVAM – 2002a
- Anoniem, 'Handboek milieuvergunningen', Samsom Nederland – 1999
- Anoniem, Verein Deutscher Ingenieure richtlijn 3898
- Anoniem, Verein Deutscher Ingenieure richtlijn 3897
- Anoniem, 'Code van goede praktijk voor bodemluchtexttractie en persluchtinjectie: procedures voor haalbaarheidsonderzoek, opvolging en stopzetting', OVAM – 2002b
- Anoniem, Achilles: veiligheid, gezondheid en milieupreventiesysteem voor on-site bodemsaneringswerken, OVAM – 2002c
- Anoniem, 'Code van goede praktijk – pump&treat deel 1: grontwateronttrekkingsaspecten', OVAM – 2002 d
- Anoniem, 'Code van goede praktijk – pump&treat deel 2: grontwateronttrekkingsaspecten', OVAM – 2002 e
- Anoniem, 'Code van goede praktijk – natuurlijke attenuatie', OVAM – 2003
- Anoniem, 'Code van goede praktijk – centra voor grondreiniging', OVAM – 2004
- Anoniem, Inventarisatie praktijkgegevens van grondreinigingstechnieken, TAUW rapportnr. 3257320 V05/BAB – 1994
- Anoniem, 'Integrale afweging van lozingsopties voor vrijkomend grondwater bij bodemsaneringen en bronbemaling', IWACO/TAUW – 2000
- Anoniem, 'Milieu-effecten van diffusie emissies uit grondwater bij bodemsaneringen', TNO-MEP rapport – 2000
- Anoniem, 'Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem', OVAM – 2003
- Anoniem, 'Methyl-tertiair-Buthyl-Ether 5MTBE, evaluatie van saneringsalternatieven voor met MTBE verontreinigd grondwater', OVAM – 2003
- Anoniem, 'Vergelijking emissies weg- en gecombineerd vervoer.' Grondtransport bodemsanering Aagrulon, Provincie Groningen, Iwaco rapportnr. 22.1788.0, Groningen – 1994
- Anoniem, Syllabus studiedag 'Bodemsanering: persluchtinjectie-bodemluchtexttractie, Technologisch instituut milieutechnologie KVIV, Antwerpen – 9 december 2003
- Anoniem, Syllabus studiedag 'Bodemsanering, kennis en technologie', Technologisch instituut milieutechnologie KVIV, Antwerpen – 6 mei 2004
- Anoniem, 'Vrijkomend grondwater bij bodemsaneringen: Handreiking voor integrale afweging lozingsvarianten', Concept CIW-plenaire – 18 april 2002
- Craeye J., De eenvoud van modulaire systemen op basis van actieve kool voor water- en luchtzuivering, Artikel ecoTips 98/4, EcoTips – 1998
- De Naeyer F., Bodemsanering in Vlaanderen, Artikel Milieutechnologie nr 10 jaargang 10 – november 2000
- Eklund B. et al., 'Air emissions from the treatment of soils contaminated with petroleum and other substances', EPA – 1997
- Lemmens B. et al., 'Gids luchtzuiveringstechnieken', Vito – 2004
- Meerder T.A. et al., 'Verwerken van bij bodemsanering vrijkomend water', SDU uitgeverij – 1995a
- Meerder T.A. et al., 'Grondwaterzuivering bij bodemsanering', RIVM – 1995b
- Seynaeve R., Actieve kool in de milieutechniek – een technische fiche, Artikel ecoTips 97/3, EcoTips – 1997
- Seynaeve R., Toepassing van actieve kool in afvalwaterzuivering: vast bed adsorbtie bioreactor, Artikel ecoTips 99/1, EcoTips – 1999a

- Seynaeve R., Luchtbehandelingstechnieken met actieve kool, Artikel ecoTips 99/5, EcoTips – 1999b
- Subijoy D. et al., Best management practices for soils treatment technologies, EPA – mei 1997
- Ten Hove et al., ‘Handhavingsbundel ‘grondreinigingsbedrijven’’, Vrom – 1992
- Tiemessen, Den Heyer, Sikkema, Risico’s op bodemverontreiniging ten gevolgen van transport-activiteiten, reeks bodembescherming, deel 28, Sdu uitgeverij, Den Haag – 1983.
- Van der Gun et al., ‘Handboek Bodemsaneringstechnieken’, Sdu uitgeverij – 2000
- Van Deynze J. et al., ‘Gids Bodemsaneringstechnieken’, Vito – 1998
- OVB, ‘Update gegevens voor de BBT-studie bodemsaneringen, verslag vergadering OVb 18/12/2003’, OVb – 2004
- OVb-VEB, ‘Actiepunten tweede draft BBT bodemsaneringen’, OVb-VEB – augustus 2004
- Vito, rapport nr. 2002/MIM/R/119, vertrouwelijk
- Vito, rapport nr. 2002/MIT/R/207, vertrouwelijk
- Vito, rapport nr. 2002/MIT/R/222, vertrouwelijk
- Vito, rapport nr. 2002/MIM/R/098, vertrouwelijk
- Vito, rapport nr. 2003/MIT/R/038, vertrouwelijk
- Vito, rapport nr. 2004/MPT/R/042, vertrouwelijk
- <http://www.rtdf.org/public/permbarr>
- <http://www.clu-in.org/download/remed/chemox>
- http://www.gwrtac.org/pdf/Atlanta/totalv3_ptt_%5BRead_Only%5D.pdf
- <http://www.infomil.nl>
- <http://www.desotec.be>
- <http://www.emis.vito.be>
- <http://www.clu-in.org/download/toolkit/inchem.pdf>
- http://www.clu-in.org/download/studentpapers/ott_prb.pdf
- http://www.clu-in.org/download/remed/tmt_wall.pdf
- <http://www.clu-in.org/download/toolkit/permeab2.pdf>
- <http://www.clu-in.org/download/remed/walldemo.pdf>
- <http://www.envirotreat.com/technology.html>
- <http://www.epareachit.org/DetailTreatment/DetailFrame.asp>
- <http://www.surbec-art.com/projects/summary.htm>

LIJST DER AFKORTINGEN

BBT	Beste Beschikbare Technieken
BTEX	Benzeen Tolueen Ethylbenzeen Xyleen
BZV	Biologische Zuurstofvraag
CKW	Gechloreerde Koolwaterstoffen
CZV	Chemische Zuurstofvraag
HDPE	High Density Polyethyleen
KWS	Koolwaterstoffen
LNAPL	niet opgeloste, als vrije fase op het grondwater aanwezige organische verbindin- gen
MNA	Gemonitoorde Natuurlijke Attenuatie
MTBE	Methyl-Tert. Butyl-Ether
NA	Natuurlijke Attenuatie
OVAM	Openbare Afvalstoffenmaatschappij
PVC	Polyvinylchloride
PP	Polypropyleen
PAK	Polyaromatische Koolwaterstoffen
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SCR	Selectieve katalytische reductie
SNCR	Selectieve niet-katalytische reductie
TOC	Totaal organische koolstof
VDI	Verein Deutsche Ingenieure
VOS	Vluchtige Organische Stoffen
VOCI	Vluchtige organochloorverbindingen

BIJLAGEN

OVERZICHT VAN DE BIJLAGEN

Bijlage 1	Medewerkers BBT-Studie	183
Bijlage 2	Overzicht samenhang traject-concept-techniek	187
Bijlage 3	Criteria ter beoordeling van persistent en/of bioaccumulatief karakter van stoffen	191

Bijlage 1**MEDEWERKERS BBT-STUDIE*****Kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken***

BBT-kenniscentrum
 p/a Vito
 Boeretang 200
 2400 MOL
 Tel. (014)33 58 68
 Fax. (014)32 11 85
 E-mail: bbt@vito.be

Contactpersonen administraties/overheidsinstellingen

Gilbert Degroote
 Aminor – Afdeling milieuvergunningen
 Copernicuslaan 1
 2018 ANTWERPEN
 Tel.: 03 224 64 53
 Fax: 03 224 64 51

Kristien Caekebeke
 Vlaamse Milieumaatschappij
 A. Van De Maelestraat 98
 9322 EREMBODEGEM
 Tel.: (053) 72 62 12
 Fax: (053) 72 66 31

Lut Hoebeke
 Vlaamse Milieumaatschappij
 A. Van De Maelestraat 98
 9322 EREMBODEGEM
 Tel.: (053) 72 62 12
 Fax: (053) 72 66 31

Myriam Rosier
 Vlaamse Milieumaatschappij
 A. Van De Maelestraat 98
 9322 EREMBODEGEM
 Tel.: (053) 72 62 11
 Fax: (053) 72 66 30

Patrick Ceulemans
 OVAM – Verplichte en vrijwillige sanering
 Stationsstraat 110
 2800 MECHELEN
 Tel.: 015 284 442
 Fax: 015 284 429

Bovenstaande personen vertegenwoordigden de administraties en andere overheidsinstellingen in het begeleidingscomité voor deze studie.

Vertegenwoordigers uit de bedrijfswereld

Volgende sectororganisaties hebben een belangrijke rol gespeeld bij de opmaak van dit BBT rapport

VEB (Vereniging Erkend Bodemsaneringsdeskundigen)
Gen. Slingeneyerlaan 82-87
2100 DEURNE
03/221 55 00
03/221 55 01

OVB (ondernemers Vereniging Bodemsaneerders)
Theodoor Van Rijswijckplaats 7, bus 2
2000 ANTWERPEN
tel. 03/203 4 00
fax 03/232 79 37

Onderstaande personen vertegenwoordigden de bedrijven in het begeleidingscomité voor deze studie.

Alex Ectors
Lisec
Craenevenne 140
3600 GENK
089/362791
089/355805

Ely Poelmans
NV Bioterra
Nijverheidslaan 1527
3660 OPGLABBEEK
089/85 89 85
089/85 20 89

Jan Larosse
NV MT&S
Truibroek 48 – IZ Ravenshout
3948 HAM
011/34 07 80
011/34 07 81

Karina Suy
NV Mourik
Groenendaallaan 399
2030 ANTWERPEN

Michel Cousyns
NV Shanks
J. Kennedylaan – Haven 4410
9000 GENT
09/342 67 27
09/342 67 48

Nico Leys
NV Envisan
Tragel 23
9308 HOFSTADE
053/73 16 62
053/77 28 55

Thierry Maene
Stad Gent – Dienst Leefmilieu en natuurontwikkeling
Braamkasteelstraat 43
9050 GENTBRUGGE
09/239 43 11

Yves Liberloo
Rasenberg Milieu NV
Industrieweg 16
2280 GROBBENDONK
014/510 100
014/501 111

Arcadis Gedas
SITA Remediations

Experts VITO

Johan Gemoets, Vito-Milieu- en procestechnologie
Richard Lookman, Vito-Milieu- en procestechnologie

Bijlage 2**OVERZICHT SAMENHANG TRAJECT-
CONCEPT-TECHNIEK**

Bij elke bodemsanering wordt een welbepaald saneringstraject gevolgd. Dit traject is een samenvoeging van een aantal saneringsconcepten en beschrijft eigenlijk het principe van de aanpak. Saneringsconcepten vormen op hun beurt dan weer een groep van alternatieve saneringstechnieken die hetzelfde doel voor ogen hebben (bijv. het concept grondwaterzuivering omvat technieken zoals bemaling, filtratie, strippen, e.a.). Indien voor een bepaald saneringsconcept wordt geopteerd, dient een oordeelkundige keuze uit de verschillende beschikbare technieken gemaakt te worden. Een *bodemsaneringstechniek* is een technisch proces dat rechtstreeks (bijv. grondwateronttrekken via bemaling) of onrechtstreeks (bijv. luchtzuivering met actief kool) toegepast wordt bij een bodemsanering (BOSS 1998).

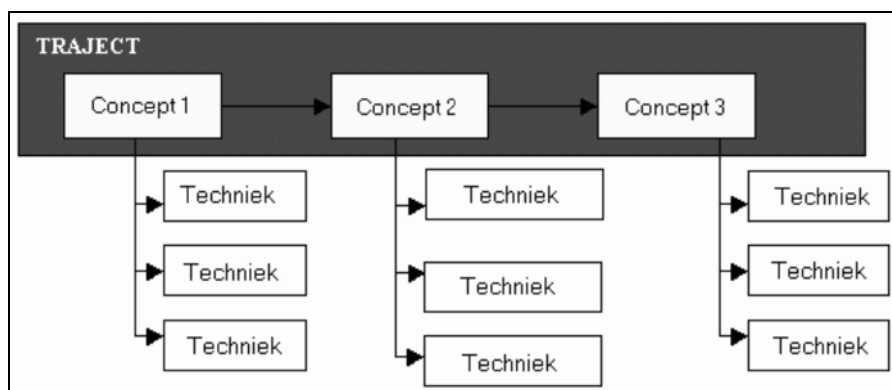
De hierboven genoemde classificatie wordt toegelicht aan de hand van een voorbeeld:

- het saneringstraject ‘ontgraven’ is een verzameling van de opeenvolgende saneringsconcepten:
 - grondkerende verticale wand
 - ontgraven

grondreiniging

- elk van deze saneringsconcepten is een verzameling van saneringstechnieken waarvan één gekozen moet worden, bijvoorbeeld het saneringsconcept ‘grondkerende verticale wand’ gebruikt:
 - bekisting, of
 - berlinerwand, of
 - boorpalenwand, of
 - stalen damwand

In onderstaande figuur wordt een schematisch overzicht gegeven van de samenhang tussen basiselementen ‘traject’, ‘concept’ en ‘techniek’.



TRAJECT	CONCEPT	TECHNIEKEN
Civiel-technische beheersing	Horizontale bovenafdichting	Kunststof folie; Beton/asfalt; Schone leeflaag
	Horizontale onderafdichting	Kunststof folie; Infiltratie/injectie van uithardende stoffen; Kleimatten; Betonlaag
Ontgraven	Waterkerende verticale afdichting	Stalen damwand; Cement-bentonietwand; Diepwand
	Onttrekken van water ten behoeve van civieltechnische beheersing	Diepwell; Drain; Verticale filters; Open bemaling
	Ontgraven van grond	Bulldozer; Dragline; Minikraan; Handmatige ontgraving
	Grondkerende verticale afdichting	Bekisting; Berlinerwand; Boorpalenwand; Diepwand; Stalen damwand
Transport	Waterkerende verticale afdichting	Stalen damwand; Diepwand
	Transport	Vrachtwagen; (binnen)Schip; Trein; Transportband; Kruiwagen
Hydrogeologische beheersing	Ex-situ grondreiniging off-site/on-site	Extractieve reiniging (grondwassen); Elektroclamatie; Thermische reiniging; Fytoremediatie; Biologische reiniging (Landfarming/biopile)
	Ex-situ immobilisatie	Cementatie; Vitrificatie; Chemische immobilisatie
	Saneringsberging	Klasse I, klasse II, klasse III stort
	Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandsverlaging	Diepwell; Drain; Verticale filters; Open bemaling
Pump & treat	Onttrekken van water ten behoeve van hydrogeologische beheersing	Diepwell; Drain; Verticale filters
	Onttrekken van grondwater	Diepwell; Drain; Verticale filters; Open bemaling; Recirculatiewell
Fracturing	Herinfiltreren van water	Drain; Verticale filters; Open gracht; infiltratievijver
	Grondwaterzuivering	Waterzijdige actiefloofiltratie; Chemische oxidatie; Ionenuwisseling; Membraanfiltratie;olie/water afscheider; Precipitatie/Coagulatie/ Flocculatie; Luchtstrippen; Zandfiltratie; Biologische aërobe zuivering; Biologische anaërobe zuivering
	Fracturing	Pneumatische fracturing; hydrofracturing; freezefracturing
	Actieve in-situ drijfslaagverwijdering (LNAPL)	Hoogvacuümextractie/mulffasenextractie/tweefasenextractie/ bioslurping; gedifferentieerd onttrekken
In-situ bodemspolven	Passieve (gravitaire) drijfslaagverwijdering	skimming in verticale filters; skimming op open sleuven; skimming op grindgevulde sleuven; skimming op drain met pomput
	In-situ zaklaagverwijdering (DNAPL)	Hoogvacuümextractie, gedifferentieerd onttrekken
In-situ bodemspolven	infiltreren van water ten behoeve van extractie	Drain; Verticale filters; Open gracht; infiltratievijver
	Infiltreren van detergenten ten behoeve van extractie	Surfactantflushing; Biosurfactantflushing via drain, verticale filters, open gracht, infiltratievijver
	Infiltreren van co-solventen ten behoeve van extractie	Ethanolflushing via drain, verticale filters, open gracht, infiltratievijver
In-situ recirculatiebron	In-situ recirculatiebron	Verticale drains, luchtbehandeling, ... (zie P&T)

TRAJECT	CONCEPT	TECHNIEKEN
In-situ elektroreclamatie	Elektromigratie/ Elektrodepositie	Aanbrengen van een elektrisch veld via elektrodes in de bodem ten behoeve van versnelde pollutiemigratie in combinatie met grondwateronttrekking ter hoogte van de elektrodes
Fytoremediatie	Aanbrengen van groene planten voor de verwijdering van polluenten uit bodem en grondwater	Aanbrengen van planten ten behoeve van fytoextraction (fytoextractie, fytoegradatie, fytovolatilisatie, rhizofiltratie en rhizodegradatie) of van fyto-stabilisatie
Bodemluchtextractie	Onttrekking van bodemlucht ten behoeve van in-situ verwijdering van vluchtige polluenten uit de bodem	Drain; Verticale filters
	Onttrekken van grondwater ten behoeve van grondwaterstandsverlaging	Diepwell; Drain; Verticale filters
	Luchtzuivering	Luchtzijde actiefkoolfiltratie; Katalytische oxidatie; Thermische oxidatie; Biofilter
Persluchtinjectie	Injectie van lucht ten behoeve van in-situ strippen van vluchtige polluenten uit het grondwater	Drain; Verticale filters; bodemluchtextractie ten behoeve van persluchtinjectie
Bioventing	Onttrekking van bodemlucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de polluenten	Drain; Verticale filters
	Luchtzuivering	Luchtzijde actiefkoolfiltratie; Biofilter
Biosparging	Injectie van lucht ten behoeve van het inbrengen van zuurstof voor aërobe afbraak van de polluenten	Drain; Verticale filters
In-situ thermische reiniging	Stroominjectie	Injectie van stoom in de bodem voor het genereren van warmte ten behoeve van het vervluchtigen van polluenten - combinatie noodzakelijk met Bodemluchtextractie/multifasenextractie
	Stroominjectie	Aanbrengen van een elektrisch veld in de bodem voor het genereren van warmte ten behoeve van het vervluchtigen van polluenten - combinatie noodzakelijk met Bodemluchtextractie/multifasenextractie
In-situ chemische oxidatie	Infiltreren/injecteren van waterige oplossing van oxidant ten behoeve van chemische destructie van pollutent	Permanganaat, persulfaat, Fenton's reagens
	Injectie van gasvormig oxidant ten behoeve van chemische destructie van pollutent	Ozon
In-situ bioremediatie	Infiltreren/injectie ten behoeve van aërobe biologische omzetting	Infiltratie van nutriënten; Infiltratie van bacteriën; infiltratie van elektronacceptor
	Infiltratie/injectie van een koolstofbron ten behoeve van anaërobe biologische omzetting of vastlegging (van chloorkoolwaterstoffen en metalen)	Infiltratie/injectie van koolstofbronnen (HRC, melasse, profamyasse, melkwei, lactaat, ethanol, methanol...) eventueel in combinatie met nutriënten en/of bacteriën
Reactieve wand	Aanbrengen van een chemisch reactieve zone/wand	Nul-waardig ijzer; pillared clays

TRAJECT	CONCEPT	TECHNIEKEN
	Aanbrengen van een adsorptieve zone/wand	Granulair actief kool; aluminosilicaten; zeolieten; pillared clays; veenbarrière; houtschors/houtkrulbarrière;
	Aanbrengen van een biologisch reactieve zone/wand - aëroob	iSOC, ORC, peroxide, persluchtinjectie
	Aanbrengen van een biologisch reactieve zone/wand - anaëroob	Infiltratie van HRC, melasse, protamylasse, melkwei, melk, lactaat, ethanol, ... eventueel in combinatie met nutriënten en/of bacteriën
	Waterkerende verticale afdichting	Stalen damwand; cement-bentonietwand
In-situ immobilisatie	Infiltreren van reagentia ten behoeve van in-situ fixatie van pollutanten	Injectie van cement/bentoniet; injectie van chemische stoffen die precipitaten (neerslagen) vormen met pollutanten; injectie van adsorptiemiddelen (Granulair actief kool; aluminosilicaten; zeolieten; pillared clays...)

Bijlage 3

CRITERIA TER BEOORDELING VAN PERSISTENT EN/OF BIOACCUMULATIEF KARAKTER VAN STOFFEN

Overzicht van de belangrijkste criteria voor bepaling van persistent en/of bioaccumulatief karakter van een stof

Bron	Persistentie in water	Bioaccumulatie
UN-ECE POP's protocol	Half-leven > 2 maanden	BAF > 5000 of log K _{ow} >5
UNEP POP's Convention	Half-leven > 2 maanden	BAF > 5000 of log K _{ow} >5
OSPAR PBT Criteria	Niet makkelijk biodegradeerbaar of half-leven > 50 dagen	Log K _{ow} > 4 of BAF > 500
EU PBT criteria	Half-leven > 60 dagen	BAF > 2000
EU vPvB criteria	Half-leven > 60 dagen	BAF >5000
US EPA control action	Transformatie half-leven > 2 maanden	BAF > 1000
US EPA Ban Pending	Transformatie half-leven > 6 maanden	BAF >5000
Canada	Half-leven > 2 maanden	BAF > 5000 of log K _{ow} > 5

Met BAF= bioaccumulatiefactor
Log K_{ow} = relatieve oplosbaarheid van stof in octanol (vergelijkbaar met vet) tov water