

**RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIËNE
BILTHOVEN**

Rapportnummer 772404001

GRONDWATERZUIVERING BIJ BODEMSANERING

T.A. Meeder, E.R. Soczó en N. de Ruiter

januari 1995

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Directie Bodem van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer in het kader van het project *Bodemsanering*, nummer 772404. In het Meerjaren Activiteiten Programma Milieuonderzoek 1994-1998 is dit onderzoek opgenomen als mijlpaal nummer 3; Grondwater.

VERZENDLIJST

- 1 Mr. A.B. Holtkamp, directeur van de directie Bodem van DGM
- 2 Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman, plv. DG Milieubeheer
- 3 Drs. A. Deelen, plv. directeur van de directie Bodem van DGM
- 4 Dr. J.M. Roels, DGM Directie Bodem
- 5 Drs. K.W. Keuzenkamp, DGM Directie Bodem
- 6 Drs. N.H.S.M. de Wit, DGM Directie Bodem
- 7 Ir. J.W. Corver, DGM Bodem
- 8 Ir. K. Krijt, DGM Drinkwater, Water en Landbouw
- 9 ing. J.E. Bagerman, Provincie Groningen, Buro Bodem
- 10 ing. B. Meeuwissen, Gemeente Utrecht, Dienst Ruimtelijke Ordening
- 11 Mr. J. v.d. Sluis, Verkeer en waterstaat
- 12 Ing. D.E. v. Pijkeren, RIZA, EMC
- 13 Ing. L.V.M. Teurlinckx, RIZA, EMC
- 14 Ir. G. Harmsen, RIZA, EMM
- 15 Ir. B.A. Bult, Tauw Milieu bv
- 16 ing. J.J.M. Appelman, Tauw Milieu bv
- 17 Ir. W.A.M. Kerkhof, Heijmans Milieutechniek bv
- 18 Ir. H.M.C. Satijn, IWACO
- 19 Dhr. D.M.L. van den Bergh, Bureau voor Milieumanagement bv
- 20 Directie RIVM
- 21 Ir. F. Langeweg, Sectordirecteur Milieuonderzoek
- 22 Ir. A.H.M. Bresser, Hoofd Laboratorium Afvalstoffen en Emissies
- 23 Drs. L.H.M. Koshiek, Hoofd Laboratorium voor Bodem en Grondwateronderzoek
- 24 Ir. K. Visscher
- 25 Dr. Ir. C.W. Versluijs
- 26 Ir. B. Schrikkema
- 27-29 Auteurs
- 30 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
- 31 Bureau projecten- en rapportregistratie
- 32,33 Bibliotheek RIVM
- 34 Bibliotheek RIVM, depot LAE
- 35-50 Reserve exemplaren

VOORWOORD

Deze rapportage is het resultaat van een in het kader van het project bodemsanering door het RIVM-LAE uitgevoerde studie zoals is beschreven in het Meerjaren Activiteiten Programma Milieu 1994 van het RIVM. Een belangrijke bron van informatie voor deze studie is het rapport *inventarisatie praktijkgegevens van grondwatertechnieken* dat is opgesteld door Tauw Milieu bv.

De studie is tot stand gekomen onder begeleiding van de volgende personen;

drs. K.W. Keuzenkamp	DGM, directie bodem, afdeling waterbodems en kwaliteit
drs. N.H.S.M. de Wit	DGM, directie bodem, afdeling bodemsanering
ir. K. Krijt	DGM, directie drinkwater, water en landbouw
mr. J. v.d. Sluis	Verkeer en Waterstaat
ing. J.E. Bagerman	Provincie Groningen, vertegenwoordiger IPO
ing B. Meeuwissen	Gemeente Utrecht, vertegenwoordiger VNG.
ing. D.E. v. Pijkeren	RIZA, mede namens Unie van waterschappen en RWS.

Met dank aan de personen die een inhoudelijke bijdrage hebben geleverd aan dit rapport:

ir. B.A. Bult	Tauw Milieu bv
ing. J.J.M. Appelman	Tauw Milieu bv
ir. W.A.M. Kerkhof	Heijmans milieutechniek bv

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	ii
Voorwoord	iii
Inhoudsopgave	iv
Summary	vi
SAMENVATTING	1
1 INLEIDING	4
1.1 Doelstelling en aanpak van de studie	4
1.2 Opzet van het rapport	5
2 EVALUATIE PRAKTIJK GRONDWATERREINIGING BIJ BODEMSANERING	7
2.1 Inleiding	7
2.2 Structuur van de grondwaterreiniging	7
2.3 Effluent-eisen bij grondwaterreiniging	10
2.3.1 Minerale olie	10
2.3.2 Monocyclische aromatische koolwaterstoffen	10
2.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	11
2.3.4 Naftaleen	11
2.3.5 Chloorkoolwaterstoffen	12
2.3.6 Cyanide	12
2.3.7 Zware metalen	12
2.4 Meest voorkomende verontreinigingen	13
2.5 Meest voorkomende technieken	13
2.6 Indicatie van geloosde vrachten	14
2.7 Samenvatting en conclusies	15
3 TOEPASBAARHEID EN KOSTEN VAN GRONDWATERZUIVERINGSTECHNIEKEN	16
3.1 Inleiding	16
3.2 Beste technieken voor zuivering	16
3.2.1 Bestaand emissiebeleid	16
3.2.2 Zuivering tot streefwaarden vanuit bodemsaneringsbelang	16
3.2.3 Verwijdering van aromatische koolwaterstoffen	17
3.2.4 Verwijdering van minerale olie	17
3.2.5 Verwijdering van vluchtige chloorkoolwaterstoffen	17
3.2.6 Verwijdering van polycyclische aromatische koolwaterstoffen	18
3.2.7 Verwijdering van cyanide	18
3.2.8 Verwijdering van metalen	18
3.2.9 Verwijdering van bestrijdingsmiddelen	19
3.2.10 Samenvatting	20

3.3	Milieubelasting	21
3.3.1	Luchtstrippen	21
3.3.2	Actieve koolfiltratie van de waterfase en zandfiltratie	21
3.3.3	Biologische behandeling	21
3.3.4	Chemische oxydatie	22
3.3.5	Ionenwisseling	22
3.3.6	Membraanfiltratie	22
3.3.7	Coagulatie/flocculatie	22
3.3.8	Samenvatting	22
3.4	Kosten van zuivering	23
3.4.1	Inleiding	23
3.4.2	Minerale olie	26
3.4.3	Aromatische koolwaterstoffen	27
3.4.4	Gechloreerde koolwaterstoffen	27
3.4.5	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	28
3.4.6	Zware metalen	28
3.4.7	Cyanide	31
3.4.8	Combinaties van verontreinigingen	31
3.4.9	Totale kosten van waterzuivering bij bodemsanering	32
3.4.10	Kanttelingen	32
3.4.11	Samenvatting en conclusie	33

BIJLAGEN

1	SAMENVATTING HOOFDLIJNEN EMISSIEBELEID	39
2	UITGANGSPUNTEN KOSTENMODEL WATERZUIVERING	40
3	TABELLEN KOSTEN VAN GRONDWATERZUIVERING	50
4	EFFECT VAN ZUIVEREN TOT STREEFWAARDE OP DE TOTALE KOSTEN VAN WATER-ZUIVERING BIJ BODEMSANERING	68
5	VERDELING CONCENTRATIENIVEAU'S	73

APPENDIX

TECHNIEKBESCHRIJVINGEN GRONDWATERREINIGINGSTECHNIEKEN

1	Voorbehandeling en nabehandeling van onttrokken grondwater	77
2	Actieve koolfiltratie	81
3	Biologische reiniging	88
4	Chemische oxydatie	99
5	Precipitatie	106
6	Coagulatie/flocculatie	109
7	Ionenwisseling	114
8	Omgekeerde osmose	118
9	Luchtstrippen	124
10	Sedimentatie	131

SUMMARY

The goal of this study is to adduce well substantiated and arranged information on behalf of a further fill in of the *Leidraad Bodembescherming* concerning the clean-up of water that is set free at soil remediation. Beside, the results of this study are meant to support the;

- set up of a General Regulation on cleaning of water that is set free at soil remediation;
- output of descriptions of clean-up technology for ground water on behalf of the Handbook of Soil Remediation Technology.

To reach the fore mentioned goals an evaluation of water clean-up at soil remediation was performed using a database with information on dispensations that have been drawn for water clean-up at soil remediation in 1992. supplementary to this, Tauw Milieu made a stock-taking of the applicability and costs of available clean-up techniques and to the attainable effluent concentrations by these techniques. This information has been arranged and edited on behalf of the intended goals.

SAMENVATTING

De onderhavige studie "Grondwaterzuivering bij bodemsanering" is uitgevoerd in opdracht van de Directie Bodem van DGM door het Laboratorium van Afvalstoffen en Emissies van het RIVM. De studie is tot stand gekomen in nauwe samenwerking met RWS/RIZA en is ondersteund door een studie van TAUW Milieu b.v. De studie is begeleid door een commissie samengesteld uit vertegenwoordigers van DGM/Bo, DGM/W, RWS/RIZA, IPO en VNG.

De doelstelling van de studie was om (goed onderbouwde en gestructureerde) informatie aan te dragen ten behoeve van een nadere invulling van de Leidraad Bodembescherming betreffende het onderdeel Reiniging van bij sanering vrijkomend grondwater. Daarnaast zijn de resultaten van deze studie te gebruiken als ondersteuning voor;

- het opzetten van een Algemene Regeling voor de reiniging van water dat vrijkomt bij bodemsanering.
- de invulling van het Handboek Bodemsaneringstechnieken, onderdeel Techniekbeschrijvingen grondwaterreiniging;

Om de bovengenoemde doelstellingen te kunnen bereiken is een evaluatie van waterreiniging bij bodemsanering uitgevoerd aan de hand van een bestand met gegevens over beschikkingen die in 1992 voor waterzuivering bij bodemsanering zijn afgegeven. Aanvullend is door Tauw Milieu bv een inventarisatie uitgevoerd naar de toepasbaarheid en kosten van beschikbare reinigingstechnieken en naar de met deze technieken haalbare eindconcentraties (*Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigings-technieken*)¹. In dit rapport is deze informatie gestructureerd en bewerkt ten behoeve van de beoogde doelstellingen.

Evaluatie praktijk grondwaterzuivering bij bodemsanering

In 1992 zijn in het totaal 470 beschikkingen voor lozing van water dat vrijkomt bij bodemsanering uitgegeven. Informatie uit circa 200 van deze beschikkingen is door het RIZA verwerkt in een bestand. In dit bestand bevindt zich per beschikking informatie over de lozingsseis, de duur en het debiet van de zuivering, de toegepaste zuiveringstechnieken en de manier van lozing. Op basis van dit bestand zijn de volgende conclusies getrokken;

- In 85 procent van de gevallen vindt lozing op het riool plaats, in de overige 15 procent van de gevallen vindt lozing op het oppervlaktewater plaats;
- Ongeveer 30 procent van de grondwaterreinigingsprojecten is opgedeeld in twee fasen, een fase waarin grondwater wordt onttrokken ten behoeve van bemaling en één waarin grondwater wordt onttrokken ten behoeve van de sanering van de bodem. De eerste fase kenmerkt zich door debieten van gemiddeld 30 m³/uur en een saneringsduur kleiner dan 2 maanden. De tweede fase heeft een gemiddeld debiet van 8 m³/uur en een gemiddelde saneringsduur van bijna twee jaar. De ongefaseerde projecten hebben een gemiddelde tijdsduur van 20 maanden en een debiet van 15 m³/uur.
- Bij het zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering spelen veel variabelen een rol bij het tot stand komen van een lozingsseis voor een specifieke situatie. In veel gevallen heeft dit geleid tot andere waarden dan de CUWVO-richtlijn, dit wil echter niet zeggen dat het CUWVO-beleid niet is gehanteerd. De effluent-eisen die worden gesteld bij zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering zijn, afhankelijk van het type verontreiniging, in 30 tot 70 procent van de gevallen strenger dan de CUWVO-richtlijn. Normen die minder streng zijn dan deze richtlijn komen niet vaak voor.
- Minerale olie en aromatische koolwaterstoffen worden bij vrijwel alle gevallen aangetroffen, PAK in 35 procent van de gevallen. Chloorkoolwaterstoffen, cyanide en zware metalen worden in ongeveer 10 procent van de gevallen aangetroffen.
- Actieve koolfiltratie en luchtstrippers zijn de meest voorkomende zuiveringstechnieken. Beide technieken worden bij een derde van de gevallen in gezet. Olieafscheiders en zandfilters zijn de meest

¹ Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken (1994), Tauw Milieu bv, rapportnr. R3257320.V05/BAB

voorkomende voor- en nageschakelde technieken. Actieve koolfiltratie wordt in vrijwel alle gevallen gecombineerd met een olieafscheider en/of zandfilter. Na 1992 wordt in een toenemend aantal gevallen gebruik gemaakt van biologische zuivering.

- Naar schatting wordt bij projecten die in 1992 zijn opgestart na te zijn afgerond in het totaal ongeveer 75 miljoen m³ verontreinigd grondwater gezuiverd. In 1992 wordt hiervan circa 32 miljoen m³ gezuiverd. Uit de periode voor 1992 wordt ook gezuiverd zodat het totaal voor 1992 naar schatting op zuivering van 54 miljoen m³ verontreinigd grondwater komt.
- Een indicatie van de vrachten die vrijkomen bij bodemsanering wijst voor cyanide, minerale olie en aromaten op een aandeel van ongeveer 2 procent van de totale emissie naar water in Nederland. De bijdrage van emissie naar water van chloorkoolwaterstoffen is minder dan één promille. Voor PAK vindt vanuit de bodemsanering mogelijk een substantiële bijdrage plaats aan de totale emissie naar water.

Inventarisatie praktijkgegevens grondwaterzuiveringstechnieken

Gebruikmakend van een studie van Tauw Milieu bv naar praktijkgegevens van grondwaterreinigings-technieken is in deze studie voor een aantal veel voorkomende verontreinigingen aangegeven of zuivering van grondwater tot het niveau van streef- of grenswaarden, zoals aangegeven in de notitie milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (MILBOWA), haalbaar is. Daarnaast is aangegeven welke extra kosten zuiveren tot deze waarden met zich mee brengt, ten opzicht van de CUWVO-richtlijnen zoals aangegeven in *Afvalwaterproblematiek bodemsanering*². Omdat vanuit de praktijk slechts weinig informatie over kosten van zuiveren tot streefwaarden aanwezig is, is voor de berekening van de kosten gebruik gemaakt van een model. Dit model gaat uit van een aantal specifieke situaties. Aan het onderstaande kunnen daarom geen conclusies voor praktijkgevallen worden ontleend. Omdat de gekozen situaties een doorsnede zijn van veel voorkomende gevallen bij bodemsanering is het model echter een goed uitgangspunt om het verschil in kosten aan te geven.

Technische haalbaarheid streefwaarden

Van minerale olie, monocyclische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen zijn praktijkgevallen bekend waarbij gezuiverd is tot op het niveau van streef- of grenswaarden. Cyanide is een verontreiniging die moeilijk uit het grondwater is te verwijderen, zuiveren tot de streefwaarde voor grondwater is in de evaluatie van praktijkgevallen niet aangetoond. Voor de meeste zware metalen geldt dat met behulp van ionenwisseling de streefwaarden in principe haalbaar zijn. Dit is echter nog niet in de praktijk aangetoond.

Extra kosten voor zuiveren tot MILBOWA-streefwaarden

Voor een drietal situaties; zuivering van water bij bronbemaling; zuivering van water bij sanering en zuivering van water bij beheersing is doorgerekend welke extra kosten worden gemaakt wanneer wordt gezuiverd tot de MILBOWA-streefwaarde in plaats van de CUWVO-richtlijn.

In het algemeen kan worden opgemerkt dat bij een gelijkblijvend aantal zuiveringen zullen de totale kosten van waterzuivering naar schatting op basis van het kostenmodel ongeveer verdubbelen wanneer wordt gezuiverd tot de MILBOWA-streefwaarden in plaats van de CUWVO-richtlijn. Afhankelijk vanaf welke grenswaarde men dient te zuiveren zullen de kosten daarnaast verder toenemen doordat vaker gezuiverd zal moeten worden en doordat complexere installaties moeten worden gebruikt omdat meer verontreinigingen moeten worden verwijderd. Deze extra kosten zijn niet gekwantificeerd.

De kosten van zuivering per kuub tot de MILBOWA-streefwaarden zijn altijd groter of gelijk aan die van zuiveren tot de CUWVO-richtlijn. Omdat de verwijderde vracht bij zuiveren tot streefwaarde groter is, kunnen de kosten per verwijderde kilogram in een aantal gevallen toch lager uitvallen bij zuiveren tot streefwaarden. Het verschil in vracht is met name groot voor water dat is verontreinigd met minerale olie en zware metalen in een concentratiebereik tot 10 mg/l.

Op basis van het kostenmodel wordt geschat dat de totale kosten van zuiveren bij bemaling met circa 10 procent toenemen. Het verschil in kosten van zuivering van grondwater verontreinigd met organische componenten varieert tussen geen verschil en een verdubbeling van kosten, afhankelijk van de techniek die kan worden toegepast. De kosten nemen toe omdat bij zuivering tot streefwaarden meerdere eenheden

² Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen (1989), CUWVO-werkgroep VI

moeten worden ingezet. Voor grondwater verontreinigd met zware metalen varieert het kostenverschil tussen geen verschil en een verhoging van 70 procent. Dit verschil wordt voornamelijk bepaald doordat bij zuivering tot de CUWVO-richtlijn gebruik kan worden gemaakt van precipitatie, terwijl bij zuivering tot de MILBOWA-streefwaarde de norm slechts via ionenwisseling kan worden gehaald en deze techniek duurder is.

De totale kosten van zuiveren van water dat vrijkomt bij het saneren van de bodem nemen naar een schatting op basis van het kostenmodel met 165 procent toe. De kosten van grondwaterzuivering bij sanering worden ondermeer bepaald door de termijn dat een zuiveringsinstallatie bij de sanering aanwezig is. Bij een strengere normering zal een zuiveringsinstallatie langer op de locatie aanwezig dienen te zijn waardoor de kosten toenemen. Daarnaast zijn de kosten van zuivering tot streefwaarden hoger omdat bij gelijke influentconcentraties gemiddeld van meerdere eenheden gebruik moet worden gemaakt om de lozingsnorm te halen.

Voor grondwater verontreinigd met minerale olie, aromaten en PAK geldt dat de zuiveringskosten gemiddeld meer dan verdubbelen, voor chloorhoudende koolwaterstoffen nemen de kosten met circa 50 procent toe. Het voorgaande geldt in de meeste gevallen ook voor de kosten per verwijderde kilogram. Bij matig verhoogde concentraties zijn voor minerale olie de kosten per verwijderde kilogram echter lager bij zuiveren tot streefwaarde omdat de verwijderde vracht relatief groot is.

Voor grondwater verontreinigd met zware metalen geldt dat de kosten van zuivering, afhankelijk van de influentconcentratie met nul tot 100 procent toenemen. Omdat bij zuivering tot streefwaarden een relatief grote vracht wordt verwijderd is het verschil in kosten per verwijderde kilogram minder dan 50 procent.

De totale kosten van zuiveren bij beheersing nemen naar schatting op basis van het kostenmodel met 45 procent toe. Voor minerale olie en aromaten nemen de kosten bij zuivering tot de streefwaarde met respectievelijk 80 en 60 procent toe. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat meerdere eenheden moeten worden ingezet om de lozingsnorm te bereiken. Omdat dit bij hogere concentraties ook bij zuiveren tot de CUWVO-richtlijn meerdere eenheden dienen te worden toegepast neemt het verschil af bij hogere concentraties. De verwijderde vracht is groter bij zuiveren tot streefwaarden, hierdoor is het verschil in kosten per kilogram verwijderde verontreiniging lager of zelfs in het voordeel van zuiveren tot de streefwaarde. Voor de overige verontreinigingen is er vrijwel geen verschil in kosten.

1 INLEIDING

1.1 DOELSTELLING EN AANPAK VAN DE STUDIE

De onderhavige studie "Grondwaterreiniging bij bodemsanering is uitgevoerd in opdracht van Directie Bodem van DGM door het Laboratorium van Afvalstoffen en Emissies van het RIVM. De studie is tot stand gekomen in nauwe samenwerking met RWS/RIZA en is ondersteund door een studie van TAUW Milieu b.v. De studie is begeleid door een commissie samengesteld uit vertegenwoordigers van DGM/Bo, DGM/W, RWS/RIZA, IPO en VNG (zie voorwoord).

De doelstelling van de studie was om (goed onderbouwde en gestructureerde) informatie aan te dragen ten behoeve van een nadere invulling van de Leidraad Bodembescherming betreffend het onderdeel Reiniging van het bij sanering vrijkomend grondwater. Tevens zullen de resultaten van deze studie worden gebruikt voor;

- de invulling van het Handboek Bodemsaneringstechnieken, onderdeel Techniekbeschrijvingen grondwaterreiniging;
- de ondersteuning van het opzetten van een Algemene Regeling voor de reiniging van water dat vrijkomt bij bodemsanering.

Om de bovengenoemde doelstellingen te kunnen bereiken is in eerste instantie een inventarisatie uitgevoerd naar de toepasbaarheid en kosten van beschikbare reinigingstechnieken en naar de met deze technieken haalbare eindconcentraties. Vervolgens werd deze informatie gestructureerd en bewerkt ten behoeve van de beoogde doelstellingen.

Hieronder wordt nog een korte toelichting gegeven op de drie genoemde doelen en de plaats daarvan in het wettelijke kader.

Algemene Regeling voor reiniging van water dat vrijkomt bij bodemsanering

De afgelopen jaren is het aantal saneringen waarbij zuivering van grondwater plaatsvond exponentieel toegenomen. In 1988 werd bij circa 100 saneringen vrijkomend water gezuiverd, in 1992 bedroeg dit aantal reeds bijna 500. Met dit toenemende aantal zuiveringen nam ook het aantal vergunning-aanvragen voor lozing toe. In 1988 had de Coördinatiecommissie Uitvoering WVO (CUWVO), werkgroep VI al een rapport uitgebracht om richtlijnen op te stellen voor lozing van water dat vrijkomt bij bodemsanering. In veel gevallen heeft het grote aantal variabelen dat een rol speelt bij het bepalen van de emissie-eisen echter geleid tot andere waarden dan de CUWVO-richtlijn, dit wil echter nog niet zeggen dat het CUWVO-beleid niet is gehanteerd. Daarnaast bestond aan de kant van de waterkwaliteitsbeheerders de behoefte een algemene regeling op te stellen om het grote aanbod van aanvragen op een efficiëntere manier te behandelen. In dit rapport wordt informatie aangedragen ter ondersteuning van het opzetten van een Algemene Regeling.

Leidraad Bodembescherming

In de notitie *De verwijdering van verontreinigde grond* is aangegeven dat voorkomen dient te worden dat bodemsanering slechts leidt tot verplaatsing van de verontreiniging naar een andere plaats op of in de bodem of verspreiding van de verontreiniging naar andere milieucompartimenten. Voor bij de bodemsanering vrijkomende grond is dit nader uitgewerkt in genoemde notitie en het in de leidraad bodembescherming opgenomen besluitvormingsschema verwijdering verontreinigde grond. Voor verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij bodemsanering heeft nadere uitwerking nog niet plaatsgevonden. In dit rapport wordt informatie aangedragen ten behoeve van een nadere invulling van de huidige, summier paragraaf in de Leidraad bodembescherming over saneringsmethoden voor verontreinigd grondwater. Deze informatie wordt zodanig bewerkt dat het eveneens als basis kan dienen voor de ontwikkeling van een besluitvorming schema voor grondwater sanering.

Techniekbeschrijvingen Handboek bodemsaneringstechnieken

In de saneringsparagraaf van de Wet Bodembescherming is aangegeven dat het bevoegd gezag saneringsplannen die door saneerders in eigen beheer aan haar worden voorgelegd binnen een termijn van 3 maanden dient te beoordelen of deze plannen kunnen leiden tot een gewenst saneringsresultaat. Het aantal saneringen in eigen beheer zal in de toekomst zowel relatief als kwantitatief gaan toenemen

en daarmee een groot aantal saneringsplannen dat door het bevoegd gezag getoetst dient te worden. Ter ondersteuning van deze toetsing voert het RIVM in opdracht van VROM een herziening uit van het *Handboek bodemsaneringstechnieken*. In dit handboek worden technieken beschreven die worden ingezet bij bodemsanering, waaronder technieken voor zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering. Een belangrijk uitgangspunt van het Handboek is dat het toepassingsgebied getoetst wordt aan de hand van in de praktijk uitgevoerde saneringen.

In dit rapport zullen voor de bij bodemsanering meest toegepaste zuiveringstechnieken aangegeven worden welke componenten kunnen worden verwijderd en welke concentraties daarbij haalbaar zijn. Daarnaast zal een indicatie van kosten van zuivering worden gegeven. De techniekbeschrijvingen fungeren daarnaast als achtergronddocument voor een besluitvormingsschema in de Leidraad.

1.2 OPZET VAN HET RAPPORT

Het rapport bestaat uit drie onderdelen (excl. inleiding) waarvan de inhoud in het kort hieronder wordt weergegeven.

Huidige praktijk grondwaterreiniging bij bodemsanering

In hoofdstuk 2 wordt aan de hand van twee databestanden een ruwe indicatie gegeven van de omvang en dimensionering van de zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering. Bij het opstellen van dit hoofdstuk is van de volgende databestanden gebruik gemaakt;

- In 1992 zijn circa 200 beschikkingen voor lozing van water dat vrijkomt bij bodemsanering door het RIZA achtergehouden en geïnventariseerd. De gegevens zijn samengevat in een databestand;
- Voor het opstellen van het rapport *Afvalproblematiek bodemsaneringen* van de CUWVO werkgroep VI is gebruik gemaakt van een databestand dat is opgezet door Tauw Milieu bv en in een later stadium tot 1989 is bijgehouden door het RIZA;

Op basis van informatie uit deze drie bestanden wordt een onderverdeling worden gemaakt naar de meest voorkomende type verontreinigingen in het grondwater, een verdeling van debieten en tijdsduur van de waterzuivering en een indicatie van gestelde lozingsseisen.

Informatie ten behoeve van de Leidraad bodembescherming

In de appendix wordt middels techniekbeschrijvingen in detail aangegeven wat de werking en het toepassingsgebied van zuiveringstechnieken zijn. Voor onderbouwing van een besluitvormingsschema is dit detailniveau te hoog. In hoofdstuk 3 vindt daarom een vertaling van het zuiveringsrendement en milieubelasting van de technieken plaats naar een hoger abstractieniveau. In dit hoofdstuk zal daarbij niet worden uitgegaan van een technieken maar van verontreiniging. Per verontreiniging wordt aangegeven wat de beste technieken zijn voor verwijdering en wat dit aan milieubelasting oplevert.

Een belangrijk aspect hierbij is dat verschuiving van de verontreinigingen naar een ander milieu dient te worden voorkomen. In dit hoofdstuk wordt daarom informatie aangedragen of technieken in staat zijn verontreinigingen uit het water te halen tot concentraties waarbij volgens de stand der wetenschap multifunctionaliteit van de (water)bodem niet in gedrang komt. Deze concentraties zijn weergegeven in de grens- en streefwaarden uit de derde Nota Waterhuishouding. De kosten van zuivering tot de streefwaarden worden eveneens aangegeven, enerzijds om een afweging te kunnen maken tussen zuivering tot streefwaarden of zuivering tot minder strenge normen. Op basis van deze kosten kan echter ook een afweging gemaakt worden of onttrekken van verontreinigd water financieel verantwoord is, of dat, indien mogelijk, gekozen dient te worden voor een saneringsvariant waarbij geen water wordt onttrokken.

Techniekbeschrijvingen (Appendix)

In de appendix is via techniekbeschrijvingen aangegeven welke technieken voor de zuivering van vrijkomend grondwater beschikbaar zijn. Hierbij is primair uitgegaan van technieken die regelmatig worden toegepast bij bodemsanering. Daarnaast worden ook relatief nieuwe technieken beschreven.

Op deze technieken is ingegaan om uitsluitel te geven over de toepasbaarheid hiervan in de praktijk van de bodemsanering.

De technieken worden beschreven aan de hand van een vast stramien. Om te beginnen wordt uitgelegd volgens welk principe een techniek werkt en wat de belangrijkste uitvoeringsvormen van de techniek zijn. In dit deel wordt aangegeven onder welke omstandigheden de techniek kan worden ingezet en welke gegevens aanwezig dienen te zijn om een goed functionerend zuiveringssysteem te ontwerpen. Vervolgens wordt ingegaan op het toepassingsgebied van de techniek, waarbij de in de praktijk gehaalde resultaten van de techniek worden vermeld. Het toepassingsgebied wordt aangegeven via een overzicht van de meest optimale verwijdering van een verontreiniging met de techniek. Aansluitend worden de kosten van de techniek behandeld. De kosten van zuivering worden aangegeven aan de hand van in de praktijk gemaakte kosten. Omdat niet van alle technieken deze gegevens voorhanden zijn en omdat bij kostprijsberekeningen wisselende uitgangspunten worden gehanteerd worden daarnaast de kosten berekend aan de hand van een model dat is opgesteld door Tauw Milieu bv. Dit model is op de eerste plaats opgezet om een vergelijking te maken tussen de kosten van zuivering bij twee verschillende emissie-eisen, de kosten kunnen daarom niet worden gegarandeerd maar geven slechts een indicatie. Naast het positieve milieurendement dat een zuiveringstechniek heeft, kan de techniek het milieu echter belasten door (rest)emissies naar water en lucht, afvalproductie, energieverbruik en overlast. Met een behandeling van deze aspecten wordt de techniekbeschrijving afgesloten.

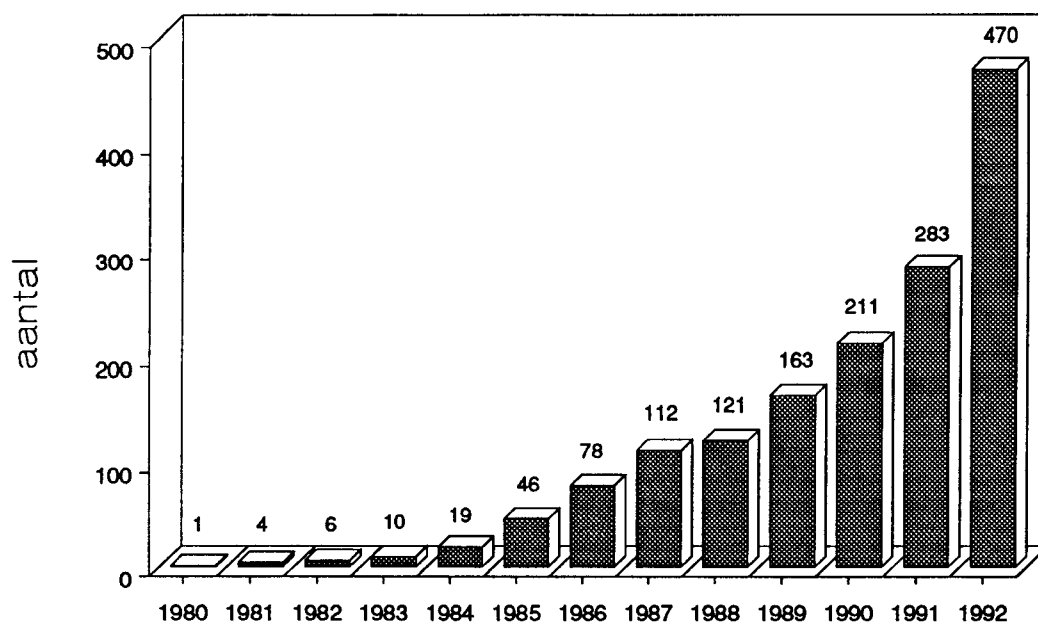
Bij het opstellen van de techniekbeschrijvingen is uitgegaan van informatie die in Nederlandse en buitenlandse literatuur vermeld staat. In het geval van biologische zuivering en geavanceerde oxydatie is aanvullende informatie aangevraagd bij uitvoerders van deze technieken.

Bij het aangeven van behaalde zuiveringsresultaten, milieurendement en kosten van de technieken is gebruik gemaakt van het rapport *Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken* van Tauw Milieu bv.

2 EVALUATIE PRAKTIJK GRONDWATERREINIGING BIJ BODEMSANERING

2.1 INLEIDING

Sinds 1980 is het aantal saneringen waarbij waterzuivering plaatsvindt sterk toegenomen. In 1992 werden 470 beschikkingen afgegeven voor zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering. In figuur 2.1 is aangegeven welk aantal lozingsvergunningen is uitgegeven voor de periode 1980-1992.



Figuur 2.1 aantal uitgegeven lozingsvergunningen

Door de toename van het aantal grondwaterreinigingen bij bodemsanering zou een Algemene Regeling kunnen bijdragen aan een efficiëntere behandeling van de aanvragen van een lozingsvergunning. De informatie die hieronder wordt aangedragen is mede bedoeld om ondersteuning te geven bij het opstellen van een mogelijke Algemene Regeling.

De informatie die in dit hoofdstuk vermeld staat is afkomstig uit twee databestanden van het RIZA;

- een bestand waarin informatie is verwerkt van circa 200 door het RIZA achtergehouden beschikkingen die in 1992 zijn afgegeven. In dit bestand bevindt zich per beschikking informatie over de lozingsseis, duur en debiet van de sanering, zuiveringstechnieken en de manier van lozing. Dit bestand wordt hieronder aangeduid met "RIZA-bestand".
- het tweede bestand is in 1988 door het RIZA gebruikt bij het opstellen van het CUWVO-rapport 'Afwalwaterproblematiek bodemsaneringen' en bevat voor de periode 1980-1989 informatie over het aantal uitgevoerde zuiveringen en de daarbij gebruikte zuiveringstechnieken. Hieronder wordt dit bestand aangeduid als "CUWVO-bestand".

Bij de evaluatie van de huidige praktijk van grondwaterzuivering bij bodemsanering is in hoofdzaak gebruik gemaakt van het RIZA-bestand dat betrekking heeft op de beschikkingen die in 1992 zijn afgegeven.

2.2 STRUCTUUR VAN DE GRONDWATERREINIGING

In verband met de Algemene Regeling is het van belang om een inzicht te krijgen in de debieten die bij waterzuivering vrijkomen. In het RIZA-bestand zijn 196 beschikkingen verwerkt. Gezien het feit dat er vrijwel geen dubbele saneringen in opgenomen zijn wordt ervan uitgegaan dat er 196 gevallen van bodemsanering zijn verwerkt. Hiervan zijn er 62 onderscheiden in twee fasen; zuiveren van grondwater dat vrijkomt bij bemaling ten behoeve van ontgraven in den droge en grondwateronttrekking ten behoeve van sanering van de bodem. Gemiddeld wordt dus bij 33 procent van de gevallen water gefaseerd geloosd.

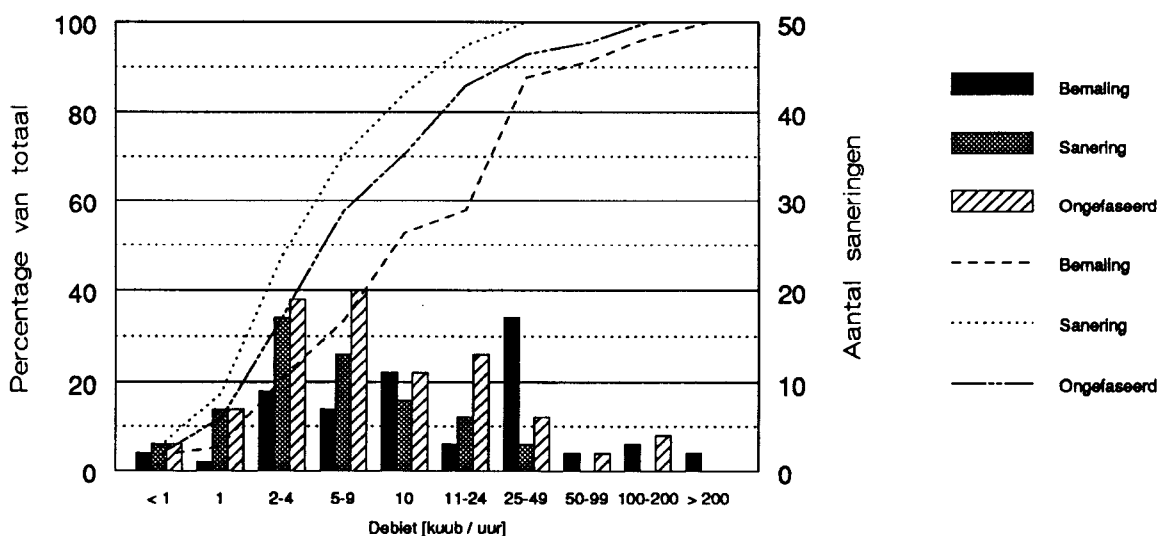
Uit het RIZA-bestand volgt verder dat in 85 procent van de gevallen wordt geloosd op het riool, in de overige 15 procent van de gevallen vindt lozing op het oppervlaktewater plaats.

Grondwateronttrekking ten behoeve van bemaling kenmerkt zich door een korte duur en relatief hoge debieten. Het gemiddelde debiet bij zuivering van water dat vrijkomt bij bemaling ligt op circa 30 m³/uur (standaard deviatie 50 m³/uur). De gemiddelde tijdsduur van de bemaling is 6 weken (standaard deviatie 8 weken).

De grondwatersanering kent meestal lagere debieten omdat het schoonspoelen van de bodem hier vooropstaat. Het debiet wordt zo laag mogelijk gehouden en wordt meestal bepaald door een goed evenwicht tussen extractie van de bodem en beheersing van de verontreinigde locatie. Beheersing is er op gericht te voorkomen dat verontreinigingen naar de omgeving wegstromen. Bij het onttrekken gericht op het verwijderen van verontreinigingen dient gestreefd te worden naar een zo groot mogelijke vracht in een zo klein mogelijk debiet. Het gemiddelde debiet bij grondwatersanering ligt op circa 8 m³/uur, de gemiddelde tijdsduur is 94 weken (standaard deviatie respectievelijk 8 m³/uur en 100 weken).

Het grootste deel van de afgegeven beschikkingen gaat uit van ongefaseerde zuivering. Het gemiddeld debiet hierbij is 15 m³/uur, de gemiddelde tijdsduur is 83 weken (standaard deviatie respectievelijk 25 m³/uur en 180 weken). Bij de ongefaseerde projecten is niet aangegeven of het zuivering betreft bij bemaling, sanering of beheersing. In principe kunnen al deze typen voorkomen. De spreiding ten opzichte van het gemiddelde is daarom ook groter.

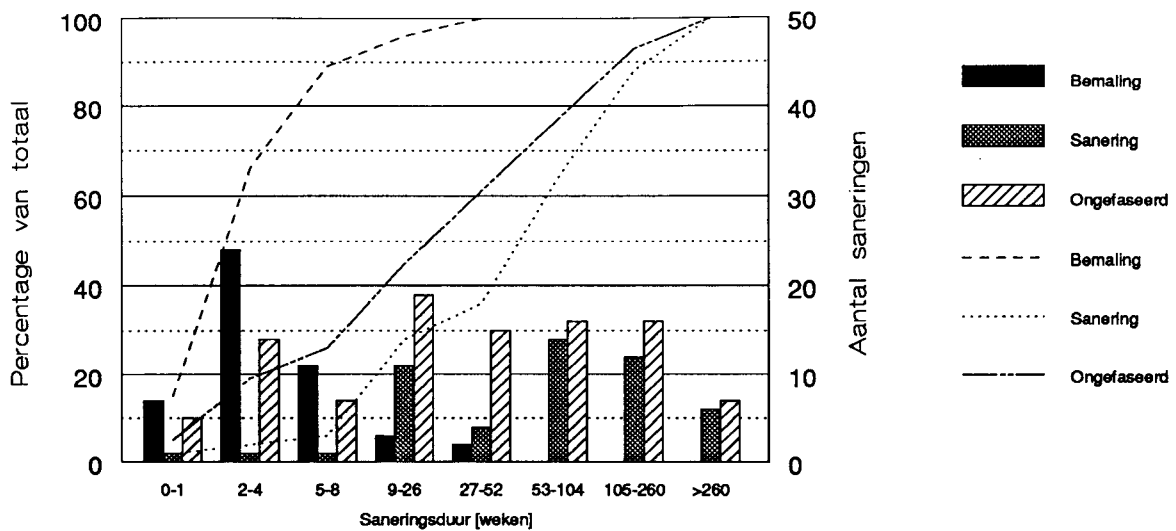
In figuur 2.2 is een gedetailleerde indeling gegeven van de verdeling van de debieten van zuiveringsinstallaties voor grondwaterreiniging. De staven geven het aantal zuiveringen aan, onderverdeeld naar bemaling, sanering en ongefaseerd. De lijnen geven aan wat het procentuele aandeel is van het tot dan toe beschouwde debiet.



Figuur 2.2 Verdeling van debieten bij grondwaterzuivering.

- 95 procent van de zuiveringsinstallaties bij grondwatersaneringen verwerkt een debiet kleiner of gelijk dan 25 m³/uur, ongeveer de helft heeft een debiet groter of gelijk aan 10 m³/uur.
- 90 procent van de bemalingen heeft een debiet dat kleiner is dan 50 m³/uur. Ongeveer de 40 procent van de bemalingen heeft een debiet groter dan 25 m³/uur.

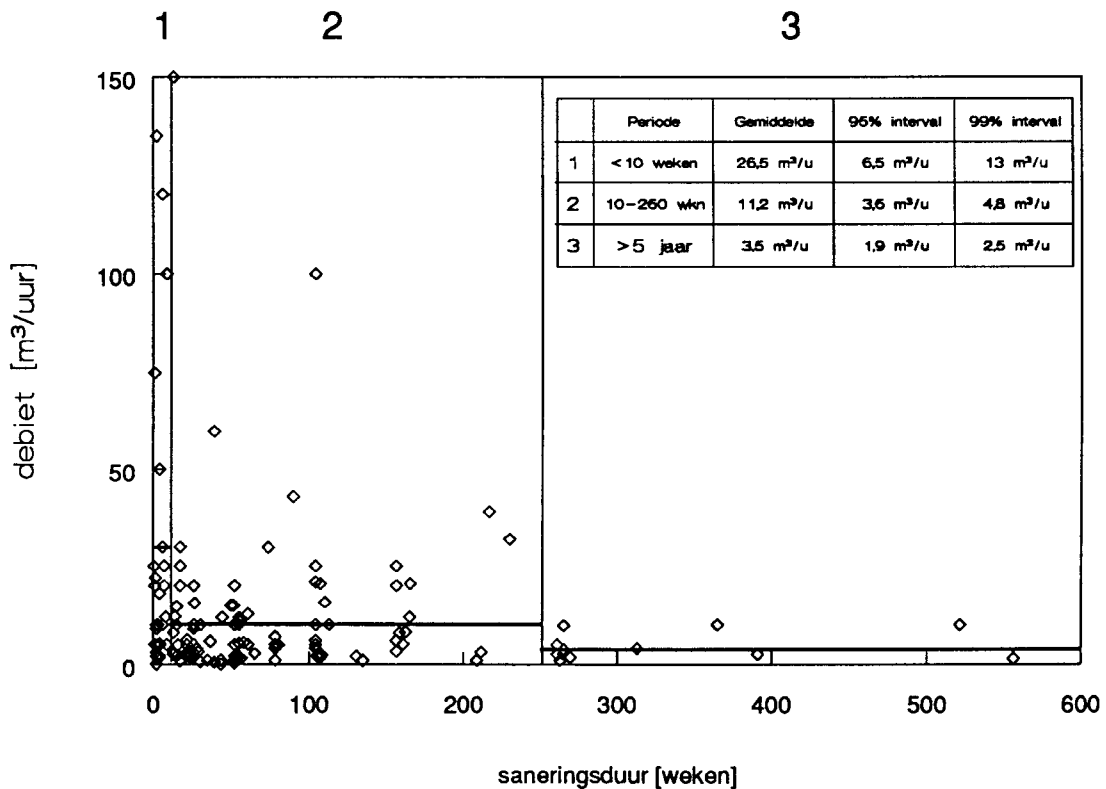
In figuur 2.3 is een gedetailleerde indeling gegeven van de verdeling van de tijdsduur van grondwaterreiniging bij bodemsanering. De staven geven het aantal zuiveringen aan, onderverdeeld naar bemaling, sanering of ongefaseerd. De lijnen geven aan wat het procentuele aandeel is van de tot dan toe beschouwde tijdsduur.



Figuur 2.3 Verdeling van de tijdsduur van de onttrekking.

- 90 procent van de bemalingen heeft een zuiveringsperiode korter dan twee maanden.
- 95 procent van de grondwatersaneringen heeft een zuiveringsperiode langer dan twee maanden, ongeveer 60 procent heeft een zuiveringsperiode langer dan 1 jaar.

De relatie tussen de tijdsduur van de zuivering en het bijhorende debiet is voor ongeveer 200 punten aangegeven in figuur 2.4. Zoals verwacht is het debiet bij een kort durende sanering relatief hoog (gebied 1). Zuivering bij sanering (korter dan vijf jaar) heeft gemiddeld een lager debiet (gebied 2). Bij zuiveringen die langer duren dan 5 jaar wordt een relatief laag debiet aangetroffen (gebied 3).



Figuur 2.4 Relatie tussen debiet en saneringsduur.

2.3 EFFLUENT-EISEN BIJ GRONDWATERREINIGING

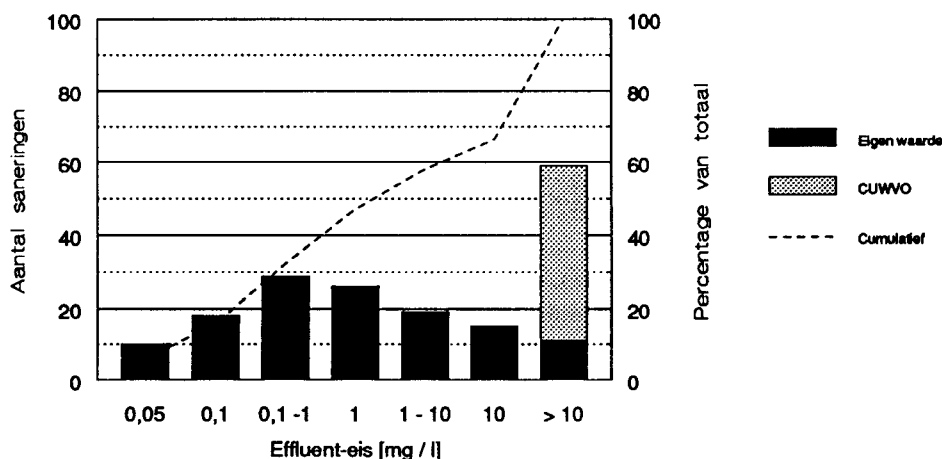
In 1989 zijn door de subwerkgroep "Grondwaterbehandeling bij bodemsaneringen" van de CUWVO VI werkgroep, richtlijnen opgesteld voor lozing van water dat vrijkomt bij bodemsanering. Vanuit de praktijk werd echter ondervonden dat deze richtlijnen niet in alle gevallen werden gehanteerd. Om een indicatie te krijgen of het bijstellen van de richtlijnen wenselijk is heeft het RIZA ongeveer 200 van de 470 beschikkingen die in 1992 zijn afgegeven achtergehouden en de emissie-eisen hiervan geïnventariseerd. De resultaten hiervan zijn opgenomen in het "RIZA-bestand" en hieronder samengevat en schematisch weergegeven.

In 29 procent van de beschikkingen wordt de CUWVO-richtlijn wordt gehanteerd. In de overige 71 procent van de gevallen zijn eigen richtwaarden gehanteerd. Dat een strengere norm als de richtlijn wordt gehanteerd wil niet direct zeggen dat de het CUWVO-beleid niet is gehanteerd. Iedere waterzuivering bij bodemsanering is uniek doordat een groot aantal variabelen van invloed is. Door een zorgvuldige overweging waarbij rekening wordt gehouden met alle variabelen wordt een norm gesteld die aansluit bij de specifieke situatie.

In figuren 2.5 tot en met 2.10 is aangegeven wat de verdeling is van emissie-eisen voor minerale olie, aromaten, PAK, naftaleen, gechloteerde koolwaterstoffen en cyanide. De balken geven het aantal beschikkingen weer waarin een emissie-eis is aangetroffen, de lijn geeft aan welk percentage van het totaal aantal beschikkingen waarin een lozingseis wordt aangetroffen die kleiner of gelijk is aan een bepaalde emissie-eis. Het RIZA-bestand geeft voor de beschikkingen waar de CUWVO-richtlijn is gehanteerd niet aan om welke verontreinigingen gaat. Om toch een indicatie te krijgen van het aantal gevallen waarin deze eis is gesteld nemen we aan dat verontreinigingen bij hanteren van CUWVO-richtlijnen met een gelijke frequentie voorkomen als bij gevallen met een afwijkende emissie-eis.

2.3.1 Minerale olie

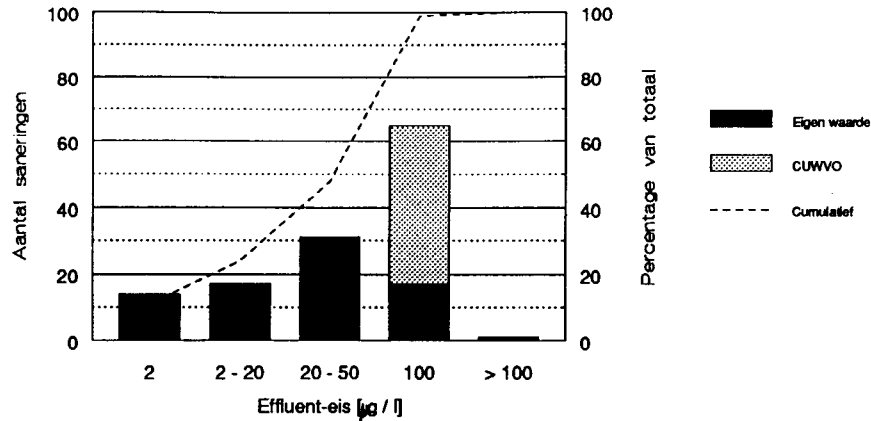
Minerale olie komt in 85 procent van de beschikkingen voor. Ongeveer 70 procent de eisen zijn scherper dan de CUWVO-richtlijn van 20 mg/l voor zeer sterk verhoogde concentraties. Emissie-eisen die hoger zijn dan deze richtlijn worden niet aangetroffen. Meer dan 50 procent van de beschikkingen heeft een eis scherper dan de richtlijn van 6 mg/l voor matig verhoogde concentraties.



Figuur 2.5 Emissie-eisen voor lozing van minerale olie.

2.3.2 Monocyclische aromatische koolwaterstoffen

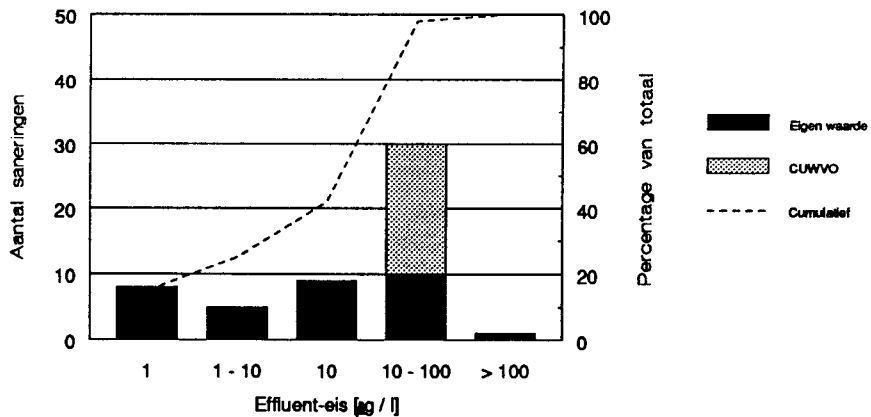
De monocyclische aromaten (benzeen, toluen, xylenen en ethylbenzeen) zijn in 85 procent van de beschikkingen opgenomen. In ongeveer 50 procent van de beschikkingen lag de emissie-eis scherper dan de CUWVO-richtlijn van 100 µg/l voor sterk en zeer sterk verhoogde concentraties. Emissie-eisen die hoger zijn dan deze richtlijn worden in slechts 1 procent van de beschikkingen aangetroffen.



Figuur 2.6 Emissie-eisen voor lozing van monocyclische aromatische koolwaterstoffen.

2.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

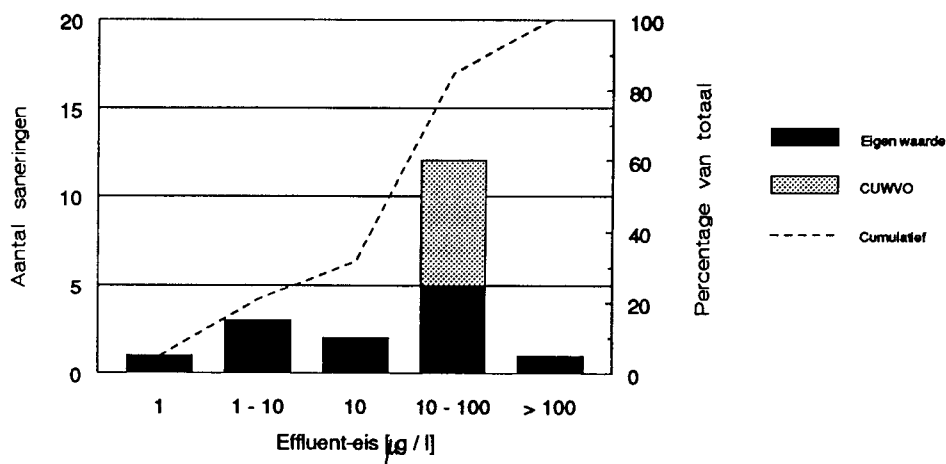
De polycyclische aromatische koolwaterstoffen komen in 35 procent van de beschikkingen voor. Ongeveer 40 tot 50 procent van de emissie-eisen is strenger dan de CUWVO-richtlijn van 50 $\mu\text{g/l}$. In minder dan 5 procent van de gevallen wordt een minder strenge emissie-eis aangetroffen.



Figuur 2.7 Emissie-eisen voor lozing van PAK.

2.3.4 Naftaleen

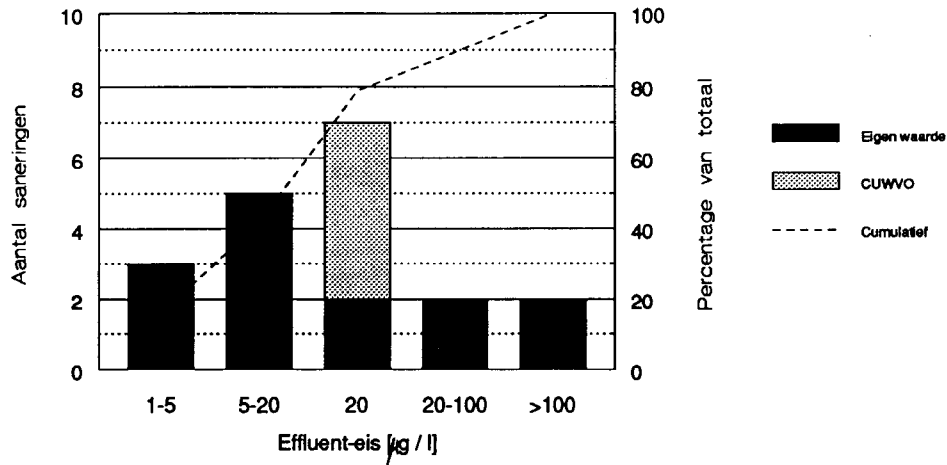
Naftaleen komt in 13 procent van de beschikkingen voor. In 40 procent van de beschikkingen wordt een scherpere eis gesteld dan de CUWVO-richtlijn van 40 $\mu\text{g/l}$ voor sterk en zeer sterk verhoogde concentraties naftaleen. In één geval wordt een minder scherpe eis gesteld.



Figuur 2.8 Emissie-eisen voor lozing van naftaleen.

2.3.5 Chloorkoolwaterstoffen

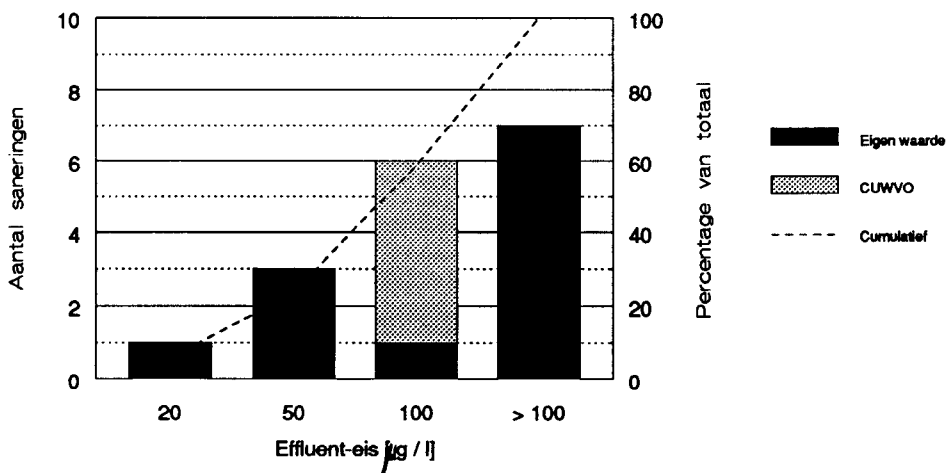
Chloorkoolwaterstoffen worden in ongeveer 10 procent van de beschikkingen aangetroffen. In 40 procent van de beschikkingen wordt een scherpere emissie-eis gehanteerd dan de CUWVO richtlijn van 20 µg/l voor totaal alifatische of totaal aromatische chloorkoolwaterstoffen. Een minder strenge eis wordt in 20 procent van de gevallen gehanteerd.



Figuur 2.9 Emissie-eisen voor lozing van chloorkoolwaterstoffen.

2.3.6 Cyanide

Cyanide wordt in ongeveer 10 procent van de beschikkingen vermeld. 60 procent van de beschikkingen heeft een eis scherper of gelijk aan de CUWVO-richtlijn van 100 µg/l voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties. De overige 40 procent heeft een minder strenge emissie-eis. Omdat cyanide een moeilijk te verwijderen verontreiniging is, wordt per situaties onderzocht wat een haalbare norm is.



Figuur 2.10 Emissie-eisen voor lozing van cyanide.

2.3.7 Zware metalen

Zware metalen komen vaak in combinaties voor waardoor niet voor alle zware metalen is aan te geven welke emissie-eisen worden gesteld.

Voor lood geldt dat 11 maal een effluenteis in de beschikkingen voorkomt; 4 maal een eis kleiner dan 20 µg/l; 7 maal een eis van 50 µg/l en één maal een eis van 150 µg/l. In alle gevallen is de effluent-eis lager dan de CUWVO-richtlijn van 500 µg/l voor sterk en zeer sterk verhoogde concentraties. Zink wordt 6 maal vermeld, waarvan 2 maal met de CUWVO-richtlijn van 500 µg/l. De andere gevallen lagen tussen 60 en 350 µg/l.

2.4 MEEST VOORKOMENDE VERONTREINIGINGEN

In tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de frequentie waarmee verontreinigingen in de beschikkingen worden aangetroffen.

Tabel 2.1 *Percentage van de gevallen waarin verontreinigingen in het grondwater worden aangetroffen*

Verontreiniging	Minerale olie	Aromaten	PAK	Naftaleen	CKW	Cyanide	Zware metalen
Frequentie	85 %	85 %	35 %	13 %	12 %	9 %	16 %
gemiddeld worden 2,4 verontreinigingen in de beschikkingen aangetroffen. De meest voorkomende combinaties van verontreinigingen hierbij zijn;							
Minerale olie en BTEX			40 %	Minerale olie, BTEX, CKW's en PAK			4 %
Minerale olie, BTEX en PAK			20 %	Minerale olie, BTEX en CKW's			2 %
Koolwaterstoffen en zware metalen			15 %	Overige verontreinigingen, waaronder			
Koolwaterstoffen en cyanide			8 %	enkelvoudige			11 %

2.5 MEEST VOORKOMENDE TECHNIEKEN

In zowel het RIZA- als CUWVO-bestand wordt vermeld welke technieken worden toegepast. Het eerste bestand beschrijft de technieken die zijn opgenomen in de beschikkingen, het tweede bestand geeft een inventarisatie over de periode 1980-1988. In tabel 2.2 zijn de gegevens weergegeven. Voor de periode na 1992 geldt dat bij een groot aantal saneringen waarbij minerale olie of aromaten worden aangetroffen biologische waterzuivering wordt toegepast.

Tabel 2.2 *Frequentie van toepassing van grondwaterzuiveringstechnieken.*

Techniek	Percentage in 1992	Percentage in periode 1980-1988
Olieafscheider	65 %	56 %
Actieve kool filter	49 %	34 %
Zandfilter	40 %	32 %
Stripper/Beluchter	29 %	31 %
Bezinker	27 %	23 %
Influentbuffer	11 %	23 %
Effluentbuffer	5 %	25 %
Biofilter	4 %	1 %
Chemische oxydatie	2 %	3,5 %
Coagulatie/Flocculatie	-	11 %
Precipitatie	-	8 %

Gemiddeld worden 2,5 technieken per zuivering ingezet. In ongeveer 80 procent van de gevallen bevat de techniek echter een zuiveringstechniek, de overige technieken zijn voor- en nageschakelde technieken. De meest voorkomende combinaties van technieken worden hieronder aangegeven;

- Actieve koolfiltratie wordt bij 70 procent van het gebruik uitgevoerd in combinatie met een zandfilter of een olieafscheider. Bij 30 procent een combinatie van beiden technieken. Het gebruik van een actieve koolfilter zonder zandfilter komt vrijwel nooit voor.
- Naast het voorgaande wordt actieve koolfiltratie bij 20 procent van het gebruik gecombineerd met een luchtstripper. Daarbij gaat in vrijwel alle gevallen voorbehandeling met een olieafscheider en/of een zandfilter aan vooraf.
- Naast de combinatie met actieve koolfiltratie worden luchtstrippers bij 50 procent van het gebruik gecombineerd met een olieafscheider. Bij 15 procent wordt gebruik gemaakt van een zandfilter.
- Precipitatie, Coagulatie/flocculatie (PCF) en zandfiltratie wordt toegepast bij verwijdering van zware metalen. PCF wordt slechts bij 15 procent van het gebruik toegepast zonder zandfiltratie.
- In 10 procent van de gevallen wordt geen hoofdzuiveringstechniek toegepast en wordt volstaan met een bezinktank, olieafscheider, zandfilter of een combinatie van deze technieken.

Van de overige technieken zijn in de bestanden niet voldoende gegevens voorhanden om er een uitspraak over te doen.

2.6 INDICATIE VAN GELOOSDE VRACHTEN BIJ BODEMSANERING

Ondanks het zuiveren van het verontreinigde grondwater wordt een rest-emissie geloosd. Via een indicatie van de vrachten die worden geloosd bij bodemsanering en een vergelijking hiervan met de totale emissie naar water vanuit andere doelgroepen, wordt een indruk verkregen van het relatieve aandeel van de bodemsanering. Hieronder wordt voor de meest voorkomende verontreinigingen een inschatting gegeven van dit aandeel.

Uit een sommatie van de in het RIZA-bestand vermelde beschikkingen is een indicatie verkregen van de totale omvang van bij bodemsanering vrijkomend grondwater. De projecten die in 1992 zijn gestart hebben na afronding naar schatting 75 miljoen m³ water geloosd (gemiddeld 160.000 m³/project). Omdat een groot aantal saneringen langer duurt dan één jaar wordt hiervan naar schatting 32 miljoen m³ in 1992 geloosd (gemiddeld 70.000 m³/jaar/project). De totaal geloosde hoeveelheid grondwater in 1992 is hoger omdat ook vanuit projecten die eerder zijn gestart water is geloosd. Uitgaande van een gelijke situatie voor 1991 als voor 1992 en 283 grondwaterzuiveringen, wordt naar schatting 22 miljoen m³ geloosd. Het totale volume dat in 1992 wordt geloosd bedraagt dan 54 miljoen m³.

Voor een indicatie van de geloosde vracht is uitgegaan van de emissie-eisen die in het RIZA-bestand staan vermeld. Omdat het hier gaat om emissie-eisen die zijn opgenomen in beschikkingen en niet om gemeten waarden wordt benadrukt dat het gaat om een inschatting en niet om reëel gemeten waarden. In tabel 3.3 is voor een aantal verontreinigingen het resultaat weergegeven. Vermelding van zware metalen is achterwegen gelaten omdat per zwaar metaal slecht enkele gegevens voorhanden waren.

Tabel 3.3 *Schatting van de vrachten die na zuivering worden geloosd via water dat vrijkomt bij bodemsanering.*

Verontreiniging	Minerale olie [kg]	Aromaten [kg]	PAK [kg]	Naftaleen [kg]	CKW [kg]	Cyanide [kg]
Geloosd 1992, projecten 1992	66.000	1250	250	90	70	485
Geloosd 1992, voorliggende projecten	59.000	860	170	70	40	340
Totale vracht in 1992	125.000	2110	420	160	110	825
Individueel geregistreerde emissies naar water (1990) ¹	6.280	> 115.000	2.700	-	314.000	35.800

1) Uit: 'Emissieregistratie Nederland -vijfde ronde- basisjaar 1990'

Wanneer we de vrachten die vrijkomen bij bodemsanering vergelijken met de totale hoeveelheid naar water geëmitteerde hoeveelheid zoals die wordt gegeven in 'Emissieregistratie Nederland -vijfde ronde-basisjaar 1990' blijkt dat PAK met meer dan 10 procent substantieel bijdraagt aan de totale emissie. Voor cyanide, minerale olie en aromaten is het aandeel ongeveer 2 procent. De emissie van chloorkoolwaterstoffen is minder dan één promille.

2.7 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In 1992 zijn in het totaal 470 beschikkingen voor lozing van water dat vrijkomt bij bodemsanering uitgegeven. Door de grote toename van het aantal saneringsprojecten waarbij grondwaterreinigingen plaatsvindt kan een Algemene Regeling bijdragen aan een efficiënte aanvraagprocedure voor lozingsvergunningen. Op basis van twee gegevensbestanden van het RIZA wordt in dit hoofdstuk informatie aangedragen voor het opstellen van een Algemene Regeling. Deze bestanden gaan uit van informatie die beschikbaar is bij aanvang van de zuivering. Omdat geen informatie voorhanden is van de resultaten van de uitvoering van de grondwaterreiniging kan slechts een indicatie worden gegeven van de werkelijke situatie.

- Ongeveer 30 procent van de grondwaterreinigingsprojecten is opgedeeld in twee fasen, een fase waarin grondwater wordt onttrokken ten behoeve van bemaling en één waarin grondwater wordt onttrokken ten behoeve van de sanering van de bodem. De eerste fase kenmerkt zich door debieten van gemiddeld 30 m³/uur en een saneringsduur kleiner dan 2 maanden. De tweede fase heeft een gemiddeld debiet van 8 m³/uur en een gemiddelde saneringsduur van bijna twee jaar. De ongefaseerde projecten hebben een gemiddelde tijdsduur van 20 maanden en een debiet van 15 m³/uur.
- Bij het zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering spelen veel variabelen een rol bij het totstand komen van een emissie-eis voor een specifieke situatie. In veel gevallen heeft dit geleid tot andere waarden dan de CUWVO-richtlijn, dit wil echter niet zeggen dat het CUWVO-beleid niet is gehanteerd. De effluent-eisen die worden gesteld bij zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering zijn, afhankelijk van het type verontreiniging, in 30 tot 70 procent van de gevallen strenger dan de CUWVO-richtlijn. Normen die minder streng zijn dan deze richtlijn komen niet vaak voor.
- Minerale olie en aromatische koolwaterstoffen worden bij vrijwel alle gevallen aangetroffen, PAK in 35 procent van de gevallen. Chloorkoolwaterstoffen, cyanide en zware metalen worden in ongeveer 10 procent van de gevallen aangetroffen.
- Actieve koolfiltratie en luchtstrippers zijn de meest voorkomende zuiveringstechnieken. Beide technieken worden bij een derde van de gevallen in gezet. Olieafscheiders en zandfilters zijn de meest voorkomende voor- en nageschakelde technieken. Actieve koolfiltratie wordt in vrijwel alle gevallen gecombineerd met een olieafscheider en/of zandfilter.
- Bij projecten die in 1992 zijn opgestart is na afronding in het totaal ongeveer 75 miljoen m³ verontreinigd grondwater gezuiverd. In 1992 wordt hiervan circa 32 miljoen m³ gezuiverd. Uit de voorliggende periode wordt in 1992 ook nog gezuiverd zodat het totaal voor 1992 komt op 54 miljoen m³.
- Een indicatie van de vrachten die vrijkomen bij bodemsanering wijst voor cyanide, minerale olie en aromaten op een aandeel van ongeveer 2 procent van de totale emissie naar water in Nederland. De bijdrage van emissie naar water van chloorkoolwaterstoffen is minder dan één promille. Voor PAK vindt vanuit de bodemsanering mogelijk een substantiële bijdrage plaats aan de totale emissie naar water.

3 TOEPASBAARHEID EN KOSTEN VAN GRONDWATERZUIVERINGSTECHNIEKEN

3.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt informatie aangedragen om een afweging te kunnen maken over de toepasbaarheid van zuiveringstechnieken bij bodemsanering. Voor deze afweging worden op drie gebieden gegevens aangedragen;

- wat is voor de meest voorkomende verontreinigingen het in de praktijk gehaalde zuiveringsrendement van technieken;
- welke milieubelasting veroorzaken de technieken wanneer ze worden toegepast;
- tegen welke kosten kunnen verontreinigingen worden gezuiverd tot verschillende niveaus.

Deze gegevens zijn bedoeld als ondersteuning bij het opzetten van een paragraaf over grondwaterzuivering in de *Leidraad Bodembescherming* en een algemene regeling voor grondwaterzuivering bij bodemsanering. De informatie uit dit hoofdstuk is voor het grootste gedeelte gebaseerd op het rapport *Inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken*¹

3.2 BESTE TECHNIEKEN VOOR ZUIVERING

3.2.1 Bestaand emissiebeleid

De begrippen "best uitvoerbare" en "best bestaande technieken" worden reeds geruime tijd gehanteerd. Hun definities zijn onder andere weergegeven in het Indicatief Meerjaren-programma Water 1985 - 1989. Het gebruik van deze definities is onlosmakelijk verbonden met de uitgangspunten van het emissiebeleid in Nederland. In bijlage 1 is een samenvatting van de hoofdlijnen van het emissiebeleid gegeven. Uit deze samenvatting blijkt dat het gebruik van best uitvoerbare en best bestaande technieken afhankelijk is van de karakterisering van de stof ("zwarte lijststoffen" of "overige stoffen"), de eigenschappen van de stof (milieuvreemd, toxiciteit, persistentie etc.), en de na te streven kwaliteitsdoelstelling in het ontvangende oppervlaktewater.

Gezien dit beleid zullen ten aanzien van lozingen van grondwater in veel gevallen best bestaande technieken moeten worden toegepast. Per situatie zal echter de afweging moeten worden gemaakt of best bestaande of best uitvoerbare technieken moeten worden toegepast, en welke deze in het betreffende geval zijn.

3.2.2 Zuivering tot streefwaarden vanuit bodemsaneringsbelang

Naast de bovenstaande benadering die aansluit bij de algemene eisen die aan het lozen van afvalwater worden gesteld, kan ook vanuit het bodembelang naar het kostenrendement van de zuivering worden gekeken. Het grondwater komt vrij bij saneringen die gericht zijn op het verwijderen van verontreinigingen uit de bodem. Dit mag echter niet leiden tot het tegen hoge kosten verplaatsen van verontreinigingen van één plek (bodem) naar een andere (bijvoorbeeld waterbodem). Vanuit het bodembelang gezien is het daarom van belang inzicht te krijgen of het haalbaar is te zuiveren naar streefwaarden voor water zoals aangegeven in de notitie *Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water*. Lozing van water op streefwaarden niveau zal per definitie niet leiden tot overschreiding van de streefwaarde van de (water)bodem.

Wanneer de kosten van zuivering tot streefwaarden voor ontvangend oppervlakte water bekend zijn is ook de afweging tussen grondwater onttrekken en zuiveren of het toepassen van een alternatief beter te maken. Te denken valt aan het meenemen van deze kostenafweging in de beslissystematiek rond de financiële locatiespecifieke omstandigheden.

Gezien het feit dat per situatie een afweging dient te worden gemaakt over toepasbaarheid van best bestaande of best uitvoerbare technieken, worden in het onderstaande de mogelijke reinigingstechnieken aangegeven en nader toegelicht zonder hieraan een karakterisering van best uitvoerbare en best bestaande techniek te koppelen.

¹ Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken (1994), Tauw Milieu bv, rapportnr. R3257320.V05/BAB.

3.2.3 Verwijdering van aromatische koolwaterstoffen

De aromatische koolwaterstoffen benzeen, toluen, o,m,p-xylenen en ethylbenzeen worden vrijwel altijd in combinaties aangetroffen.

Volgens de evaluatie van de gegevens komen voor de zuivering van aromaten uit grondwater de volgende technieken in aanmerking:

- actieve koolfiltratie;
- strippen;
- biologische zuivering;
- chemische oxydatie.

Ten aanzien van de technieken kan het volgende worden opgemerkt:

- voor alle technieken geldt dat voor aromaten de detectiegrens als maximaal haalbaar effluent mogelijk is;
- de meeste bedrijfszekerheid geeft actieve koolfiltratie;
- biologische zuivering wordt gezien de opstarttijd alleen toegepast, bij projecten die langer dan 3 maanden duren. Bij een kortere saneringsduur geven andere technieken een betere prijs/kwaliteit verhouding.
- Voor zowel luchtstrippers als biologische zuivering geldt dat de streefwaarde haalbaar is maar dat geen garantie kan worden gegeven voor het bereiken hiervan, via het naschakelen met een actieve koolfilter kan dit wel worden gegarandeerd.

3.2.4 Verwijdering van minerale olie

Benzine en (minerale) olie bevatten monocyclische aromatische koolwaterstoffen en alifaten. Diesel olie bevat in mindere mate monocyclische aromatische koolwaterstoffen, maar bevat veel naftaleen. Voor de zuivering van minerale olie komen volgens de inventarisatie de volgende technieken in aanmerking:

- biologische zuivering;
- strippers;
- actieve koolfiltratie.

De aard van de minerale olie is bepalend voor de keuze van de zuiveringstechniek. Stripptorens kunnen alleen worden toegepast bij vluchtige minerale olie. In veel gevallen wordt tegenwoordig gebruik gemaakt van biologische zuivering. Ook voor minerale olie geldt dat met behulp van biologische zuivering en luchtstrippers de streefwaarde haalbaar is, de haalbaarheid van de streefwaarde kan echter slechts worden gegarandeerd wanneer een actieve koolfilter wordt nageschakeld.

3.2.5 Verwijdering van vluchtige chloorkoolwaterstoffen

Onder de categorie vluchtige chloorkoolwaterstoffen valt een groot aantal stoffen waarbij trichlooretheen (tri) en tetrachlooretheen (per) de bekendste zijn. In de praktijk blijken veelal 'cocktails' van deze stoffen, deels veroorzaakt door onvolledige afbraak in de bodem, in het grondwater te worden aangetroffen.

Voor de verwijdering van deze componenten komen de volgende bestaande technieken in aanmerking:

- actieve koolfiltratie;
- strippen;
- chemische oxydatie.

Ten aanzien van de zuiveringsrendementen geldt dat niet elk effluentgehalte met deze technieken gehaald kan worden. De actieve koolfiltratie in de waterfase geeft geen hoge bedrijfszekerheid, doordat de beladingsgraad laag is en er doorslag van bepaalde koolwaterstoffen kan optreden. Voor chemische oxydatie geldt eveneens dat niet alle componenten goed worden afgebroken (met name tetra).

Luchtstrippen is de meest efficiënte techniek en wordt dan ook in vrijwel alle gevallen van grondwatervervuiling met vluchtige halogeen koolwaterstoffen toegepast. Voor zeer lage effluentwaarden zijn combinaties van de drie genoemde technieken mogelijk (zie ook "Operationalisering van de begrippen 'Best uitvoerbare' en 'Best bestaande technieken': Deelonderzoek "Stoffen", RIZA, notanr. 87.025).

3.2.6 Verwijdering van polycyclische aromatische koolwaterstoffen

De polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) worden meestal (met name in lozingsvergunningen) aangeduid met de 16 van EPA, via GC-MS bepaald.

De gebruikte verwijderingstechnieken voor PAK zijn:

- actieve koolfiltratie;
- strippen;
- biologische zuivering;
- chemische oxydatie.

Strippen en biologische zuivering zijn niet geschikt voor alle PAK-componenten, maar zijn met name toepasbaar voor naftaleen. In de praktijk wordt voor de verwijdering van de overige PAK uitsluitend actieve koolfiltratie gebruikt, al dan niet met voorbehandeling. De voorbehandeling kan bestaan uit luchtstrippen, biologische zuivering en/of zandfiltratie.

Samengevat geldt dat actieve koolfiltratie voor grondwaterreiniging de meest effectieve techniek is, al dan niet voorafgegaan door voorzuiveringstechnieken.

3.2.7 Verwijdering van cyanide

Cyanide kan in door chloor afbreekbare vorm als thiocynaat of complex gebonden vorm worden aangetroffen. Met name de laatste vorm is moeilijk afbreekbaar. In de praktijk blijkt dat de verschillende cyanides zeer divers reageren, voordat een zuiveringstechniek wordt geselecteerd vinden daarom meestal laboratoriumproeven plaats om de meest geschikte techniek te selecteren.

Chloorafbreekbaar cyanide en thiocynaat kan in principe worden verwijderd met de volgende technieken;

- chemische oxydatie
- biologische zuivering
- precipitatie en coagulatie/flocculatie eventueel voorafgegaan door oxydatie

Complexe cyanides kunnen slechts met behulp van sterke oxydatoren zoals ozon of waterstofperoxide worden afgebroken of via precipitatie worden verwijderd.

Uit de praktijkinventarisatie zijn geen gegevens met betrekking tot de verwijdering van cyanide naar voren gekomen. Gegevens of zuivering van cyanide tot het streefwaardenniveau van 5 µg/l haalbaar is zijn hierdoor niet bekend. Uit een eerder onderzoek naar de behandeling van grondwater² kwam naar voren dat met behulp van chemische oxydatie een laagste effluentconcentratie van 10 µg/l is behaald.

3.2.8 Verwijdering van metalen

De volgende metalen worden regelmatig in grondwater aangetroffen: cadmium, nikkel, zink, lood en arseen. Kwik-, chroom, en koperverontreinigingen in grondwater komen niet in de geëvalueerde praktijkgevallen voor.

Voor de verwijdering van metalen kunnen de volgende technieken worden toegepast:

- precipitatie/coagulatie/flocculatie;
- sedimentatie/filtratie;
- ionerwisseling.

Precipitatie/coagulatie/flocculatie is een reeks van neerslag- en vlokformingsreacties die met diverse chemicaliën kunnen worden uitgevoerd. Daarmee is een range van effluentgehalten haalbaar. Met sulfideprecipitatie kunnen met name voor cadmium, zink en lood zeer lage gehalten worden bereikt (5-100 µg/l). De haalbaarheid van deze effluentconcentraties is sterk afhankelijk van het goed afvangen van de gevormde vlokken. Vanwege de relatief kleine vloggrootte is dit vooral bij sulfideprecipitatie een punt van aandacht. Indien er relatief weinig vlokken worden gevormd, bijvoorbeeld bij lage influentgehalten, is dosering van extra ijzer of aluminiumzouten noodzakelijk om een goede bezinkbaarheid te verkrijgen.

² Grondwaterbehandeling bij bodemsanering, reeks bodembescherming nummer 64.

De uiteindelijk te halen effluentgehalten worden eveneens bepaald door de wijze van afscheiding van de deeltjes door bezinking, flotatie of filtratie. Membraantechnieken zoals microfiltratie en ultrafiltratie geven betere resultaten dan zandfiltratie, maar zijn nog nauwelijks in de praktijk toegepast.

Met ionenwisseling worden zeer lage effluentwaarden gehaald. De selectiviteit van het materiaal bepaalt in grote mate de uitvoerbaarheid van deze techniek. De techniek is met name geschikt voor polishing. De aanwezigheid van calcium en ijzer in het grondwater hebben een negatieve invloed op de werking van de techniek. Een goeie voorzuivering is dan van belang.

Arseen wordt verwijderd door adsorptie aan ijzerhydroxide. Dit ijzerneerslag kan van nature in grondwater voorkomen of dient als ijzerchloride of ijzersulfaat te worden toegevoegd. Flocculatie/coagulatie van arseen met een ijzerzout gevolgd door zandfiltratie wordt gezien als de meest effectieve techniek.

Ionenwisseling wordt voor cadmium als meest effectieve techniek beschouwd. Voor de overige metalen geldt dat precipitatie met hydroxide of sulfide gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie kan worden beschouwd als meest efficiënte techniek. De haalbaarheid van de streefwaarde is in de praktijk nog niet bewezen. Laboratoriumproeven tonen aan dat de streefwaarde in principe haalbaar is, dit vereist echter grote installaties waardoor de kosten toenemen.

3.2.9 Verwijdering van bestrijdingsmiddelen

De belangrijkste bestrijdingsmiddelen die in de geëvalueerde projecten zijn verwijderd betreffen HCH's. De meest effectieve techniek voor de verwijdering van deze organochloorbestrijdingsmiddelen is actieve koolfiltratie als laatste stap.

Voor andere bestrijdingsmiddelen (organofosfor, organostikstof) geldt dat de ervaring gering is, en er per bestrijdingsmiddel naar een meest effectieve techniek moet worden gezocht.

3.2.10 Samenvatting

Operationalisering van het begrip BUT/BBT voor grondwaterzuivering is door het grote aantal beïnvloedende parameters en de definities van deze begrippen niet eenvoudig. In principe geldt dat per situatie de afweging gemaakt dient te worden welke techniek best uitvoerbaar dan wel best bestand is.

Voor de meeste verontreinigingen zijn praktijkgevallen bekend waarbij gezuiverd is tot op het niveau van streef- of grenswaarden. Voor cyanide en de meeste zware metalen is dit echter in de praktijk nog niet aangetoond. In tabel 3.1 is een overzicht gegeven van technieken waarmee vergaande zuivering van grondwater is bereikt.

Tabel 3.1 *Technieken voor vergaande grondwaterreiniging van de meest voorkomende verontreinigingen bij bodemsanering.*

Verontreiniging	beste techniek	best behaalde resultaat in de praktijk ¹	
		effluent [$\mu\text{g/l}$]	rendement [%]
Aromaten	• biologische zuivering	2	> 99,9
	• strippen	2	> 99,5
	• actieve koolfiltratie	2	> 99,9
	• chemische oxydatie	1	> 99,9
Minerale olie	• biologische zuivering	50	90
	• actieve koolfiltratie	< 150	90
VOX	• strippen	5	> 99,9
	• chemische oxydatie	5	> 99,5 ²
PAK	• zandfiltratie/actieve kool	0,1	> 99,5
	• biologische zuivering + zandfiltratie/actieve kool	0,1	> 99,5
Cyanide	• chemische oxydatie	10	97
	• precipitatie/coagulatie-flocculatie/zandfiltratie	70	99,5
Metalen Cadmium	• ionenwisseling	5	97
Overige metalen	• precipitatie/coagulatie-flocculatie/zandfiltratie	10 - 200	97 - > 99,5
Bestrijdingsmiddelen	• zandfiltratie/actieve kool	< 1	> 99,9

- 1) beste resultaten zoals die volgen uit de '*Inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreiniging*' uitgevoerd door Tauw Milieu bv en de techniekbeschrijvingen uit het *Handboek Bodemsaneringstechnieken*.
- 2) alifatische chloorkoolwaterstoffen worden relatief minder goed afgebroken.

3.3 MILIEUBELASTING

Om het milieurendement van een zuiveringstechniek te bepalen, dient naast de milieuwinst (de sanering van een grondwatervervuiling) ook de milieubelasting te worden meegenomen. Hiermee wordt bedoeld het energieverbruik, luchtvervuiling door emissie van verontreiniging en de produktie van afval. Omdat is gebleken dat deze milieubelasting niet via de evaluatie van de praktijkgegevens te kwantificeren is, zal per techniek een kwalitatieve beschrijving worden gegeven. In een samenvattende tabel wordt een kwalitatieve indicatie gegeven.

3.3.1 Luchtstrippen

De milieubelasting bij luchtstrippen bestaat uit de volgende aspecten:

- Energieverbruik. Er is energie nodig voor de volgende onderdelen:
 - pompenergie,
 - aandrijving van de blower om een lucht/waterverhouding van 20 à 120 te creëren.
 - eventuele verwarming van de uitstromende verontreinigde lucht om waterverzadiging van het koolfilter te voorkomen (niet nodig bij compostfilter).Gemiddeld is het energieverbruik circa 0,5 tot 2 kWh/m³ behandeld grondwater;
- Afvalproduktie.
 - Bij toepassing van actieve kool voor nazuivering van de lucht raakt het kool verontreinigd met de verwijderde vluchtige verbinding. De actieve kool moet worden verbrand of geregenereerd. Doordat regeneratiemogelijkheden sterk toenemen, zal afvalproduktie aanzienlijk verminderen;
 - bij toepassing van biofiltratie zal incidentele vervanging van het filter een niet verontreinigde reststroom geven;
 - wanneer veel ijzer in het grondwater aanwezig is worden luchtstrippers periodiek gespoeld met zuur om verstopping te voorkomen.
- Emissie naar lucht.
 - Het toepassen van luchtstrippen geeft een emissie naar de lucht van de verontreinigingen. In veel gevallen wordt zonder behandeling van de lucht voldaan aan de NeR (Nederlandse emissierichtlijn). Uit de evaluatie blijkt dat geen van de projecten zonder luchtbehandeling is uitgevoerd, maar dat controle op de werking van de luchtbehandeling slechts incidenteel wordt verricht;
- Geluidsproduktie.
 - Het toepassen van luchtstrippen brengt een geluidsproduktie met zich mee. Door met name de blower in een geïsoleerde ruimte onder te brengen kan de geluidsproduktie aanzienlijk worden verminderd.

3.3.2 Actieve koolfiltratie van de waterfase en zandfiltratie

De milieubelasting bij filtratie bestaat uit de volgende aspecten:

- Energieverbruik: voor het overbruggen van de hoogte van het kool- en het zandfilter en leidingweerstand is pompenergie nodig. Gemiddeld wordt 0,05 tot 0,1 kWh/m³ verbruikt;
- Afvalproduktie:
 - de verzadigde actieve kool moet worden verbrand of geregenereerd,
 - bij een verhoogd ijzergehalte (> 1 mg/l Fe) in het grondwater is een ontijzeringsstap voor het koolfilter nodig waardoor ijzerslib ontstaat. Dit slib wordt vanwege de relatief geringe hoeveelheden meestal gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt.

3.3.3 Biologische behandeling

De milieubelasting bij biologische behandeling bestaat uit de volgende aspecten:

- Energieverbruik
 - Om de biomassa van zuurstof te voorzien, is energie nodig voor motor bij biorotoren of de blower bij technieken met een geforceerde luchttoevoer. Gemiddeld wordt 0,25 tot 1 kWh/m³ verbruikt;
- Afvalproduktie
 - er ontstaat een kleine hoeveelheid biologisch slib dat bij scherpe lozingsnormen voor zwevende stof òf bij nabehandeling met actieve kool wordt afgescheiden en moet worden gestort of verbrand. In andere gevallen wordt het slib met het effluent via het rioleringsysteem afgevoerd;

- bij hoge ijzergehalten (> 10 mg/l bij biorotor, > 25 mg/l bij bedreactoren) is een ontijzeringsstap nodig waarbij ijzerslib ontstaat. Dit slib wordt vanwege de relatief geringe hoeveelheden meestal gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt.
- Emissie naar lucht.
 - Vaak wordt een luchtbehandeling toegepast. De emissie is echter laag. Bij een biorotor wordt minder dan 0,5% van de ingebrachte hoeveelheden gestript.

3.3.4 Chemische oxydatie

De milieubelasting bij chemische oxydatie bestaat uit de volgende aspecten;

- energieverbruik. Er is energie nodig voor de volgende onderdelen;
 - pompenergie;
 - ozonproductie
 - uv-lampen en compressor bij ozon/uv.
 Het energieverbruik bij katalytische oxydatie bedraagt circa 0,5 kWh/m³, bij ozon/uv is dit afhankelijk van de concentratie aan verontreinigingen, CZV en emissie-eis, 0,5 tot 5 kWh/m³.

3.3.5 Ionenwisseling

De milieubelasting bij ionenwisseling bestaat uit de volgende elementen:

- energieverbruik. Er is energie nodig om het water door de kolommen te pompen, gemiddeld wordt 0,05 tot 0,1 kWh/m³ verbruikt;
- afvalproductie. Bij het regenereren ontstaat een concentraat dat na behandeling als chemisch afval zal worden gestort.
- Voor het regenereren van de hars wordt zuur gebruikt.

3.3.6 Membraanfiltratie

De milieubelasting bij membraanfiltratie (drukfiltratietechnieken) bestaat uit de volgende elementen:

- energieverbruik. Er is veel energie nodig om de benodigde druk op te bouwen. Gemiddeld wordt 1 tot 10 kWh/m³ verbruikt;
- afvalproductie. Afhankelijk van de retentie ontstaat er een geconcentreerde stroom die 5 à 10% van de afvalwaterstroom kan zijn. Dit concentraat dient te worden nabehandeld en/of verbrand.

3.3.7 Coagulatie/flocculatie

De milieubelasting bij coagulatie/flocculatie bestaat uit de volgende aspecten:

- energieverbruik. Er is energie nodig voor mixers en (doseer)pompen. Afhankelijk van het type precipitatie dat wordt toegepast bedraagt het energieverbruik circa 0,5 tot 0,75 kWh/m³;
- afvalproductie. Er ontstaat een slib dat (na ontwatering) moet worden gestort;
- chemicaliënverbruik. Hiermee wordt een zoutvracht geïntroduceerd vaak als natrium- en chloridezouten (natronloog en ijzerchloride).

3.3.8 Samenvatting

In tabel 3.2 is de milieubelasting samengevat weergegeven. Door de plus- en mintekens wordt de milieubelasting relatief gewaardeerd.

Tabel 3.2 Samenvatting milieubelasting

techniek	energieverbruik	afvalproductie	emissie naar lucht	geluid	chemicaliënverbruik
luchtstrippen	0/-	-	0	-	+/-
actieve kool + zandfiltratie	0	-	+	0	+
biologische behandeling	0	+	0	+	+
chemische oxydatie	0/-	+	0	+	0
ionenwisseling	0	-	+	+	-
membraanfiltratie	-	-	+	0	-
coagulatie/flocculatie	0	-	+	+	-

+ gunstig 0 gemiddeld - ongunstig

3.4 KOSTEN VAN ZUIVERING

3.4.1 Inleiding

Om te voorkomen dat bij bodemsanering verontreinigingen vanuit de bodem worden verplaatst naar water en uiteindelijk naar rioolslib of de waterbodem, zou zuivering moeten plaatsvinden tot concentraties op het niveau van de streef- of grenswaarde. Het bij de sanering vrijkomende water zou dan verder gezuiverd moeten worden dan nu het geval is. Dit zal naar verwachting hogere kosten met zich meebrengen. In deze paragraaf wordt ingeschat welke extra kosten worden gemaakt wanneer het water dat vrijkomt bij bodemsanering wordt gezuiverd tot de streef- of grenswaarde.

Omdat in de praktijk vrijwel geen gegevens voorhanden zijn van de kosten die bij deze verdergaande zuivering worden gemaakt, wordt uitgegaan van een modelmatige benadering zoals die is gehanteerd in de *Inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken*. De uitgangspunten van dit model zijn weergegeven in bijlage 2. De onderstaande kostenberekeningen geven voor drie veel voorkomende situaties; bemalen; saneren en beheersen een kostenvergelijking tussen zuiveren tot streefwaarden en een niveau gerelateerd aan de CUWVO-richtlijnen. Zoals aangegeven in bijlage 2 hangen de kosten van zuiveren af van een groot aantal factoren. De zuiveringskosten die hieronder vermeld staan geven een indicatie voor een specifieke situaties; er kunnen daarom geen conclusies voor praktijkgevallen aan worden ontleend. Omdat de gekozen situaties een doorsnede zijn van veel voorkomende gevallen bij bodemsanering vormt het kostenmodel echter een goed uitgangspunt voor de kostenvergelijking tussen de twee normniveaus.

Voor een aantal veel in de praktijk voorkomende verontreinigingen is een vergelijking van de kosten gemaakt voor zuivering naar de twee normniveaus. Daarbij is uitgegaan van de effluentwaarden die in tabel 3.3 zijn aangegeven.

Tabel 3.3 Normniveaus van verontreinigingen waarvoor een kostenberekening is gemaakt.

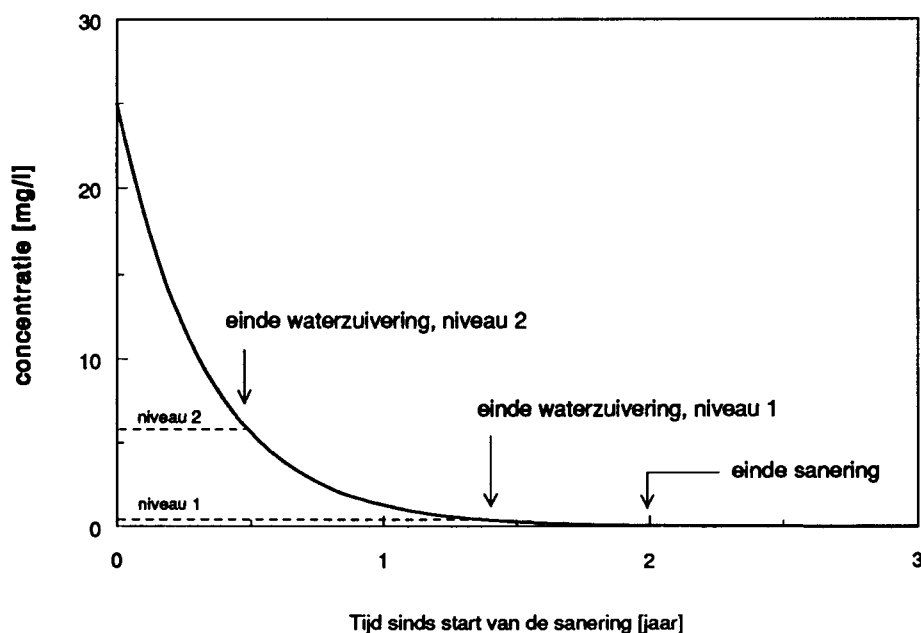
Verontreiniging	normniveau 1 [µg/l]	normniveau 2 [µg/l]
aromaten	2	100
minerale olie	50	5000
chlh. oplosmiddelen	5	20
PAK	0,1	50
cadmium	0,05	5
kwik	0,02	2
koper	3	300
nikkel	9	500
lood	4	400
zink	9	500
arseen	5	200
chroom	5	500

Deze normniveaus zijn op basis van de volgende uitgangspunten vastgesteld:

normniveau 1:	<ul style="list-style-type: none">• is gelijk aan de streefwaarde volgens de Algemene Milieu-Kwaliteitsnormen (AMK) uit de derde nota Waterhuishouding,• indien de streefwaarde niet bestaat dan is normniveau 1 gelijk aan de grenswaarde volgens AMK• indien de grenswaarde niet bestaat dan is normniveau 1 gelijk aan de streefwaarde voor grondwater uit de Leidraad Bodembescherming.
normniveau 2:	<ul style="list-style-type: none">• is gelijk aan de CUWVO-richtlijn of,• gelijk aan 100 x streefwaarde indien deze lager is dan de CUWVO-richtlijn.

De uitgangspunten die zijn gehanteerd bij de kostenberekening betreffen drie typen van zuivering van water dat vrijkomt bij bodemsanering;

- zuiveren van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij afgraven in den droge (bemaling); het model gaat uit van een bemaling van 2 maanden waarbij 50 m³/uur wordt gezuiverd.
- zuiveren van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij sanering gericht op het verwijderen van verontreinigingen uit de bodem (saneren); het model gaat uit van een bodemsanering van 2 jaar met een onttrekkingsdebiet van 10 m³/uur. Uitgangspunt is dat na twee jaar spoelen de bodem schoon is en de streefwaarde voor grond is bereikt. Aangenomen is dat de concentratie in het onttrokken water gedurende deze twee jaar exponentieel afneemt en na twee jaar de streefwaarde voor grondwater heeft. Wanneer de concentratie van het onttrokken grondwater gelijk is aan de lozingsnorm, wordt de zuiveringsinstallatie verwijderd. Alhoewel de bodemsanering twee jaar duurt kan de periode waarover waterzuivering plaatsvindt dus korter zijn dan twee jaar, waardoor ook de zuiveringskosten lager zijn. In figuur 3.1 is dit grafisch weergegeven.
- zuiveren van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij geohydrologische isolatie (beheersing). Het model gaat uit van een beheersperiode van 30 jaar en een debiet van 1 m³/uur.



Figuur 3.1 Concentratieverloop in het grondwater gedurende een bodemsanering met een duur van twee jaar. De standtijd van de waterzuiveringsinstallatie is afhankelijk van de lozingsnorm.

In de 'Inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreiniging' is grafisch weergegeven wat de kosten van zuivering zijn voor concentraties vanaf de streefwaarde tot aan de concentratie waarbij de verontreiniging niet meer oplosbaar is. Deze grafieken dienen als uitgangspunt van de onderstaande kostenpresentatie. Om vanuit de grote hoeveelheid grafieken inzichtelijk te maken wat de gevolgen voor de zuiveringskosten zijn wordt hieronder evenwel uitgegaan van twee influentniveaus. Deze twee concentraties zijn ontleend aan het rapport *Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen*³ en zijn gelijk aan de hierin gestelde grenzen van de sterk verhoogde concentratie. In tabel 3.4 is voor de relevante verontreinigingen aangegeven wat deze influentconcentraties zijn.

Tabel 3.4 Grenzen van het sterk verhoogde concentratiegebied.

Verontreiniging	grens matig tot sterk verhoogde concentraties [µg/l]	grens sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties [µg/l]
aromaten	1.000	10.000
minerale olie	6.000	60.000
chloorhoudende oplosmiddelen	700	7.000
PAK	400	4.000
cadmium	100	1.000
kwik	20	200
koper	2.000	20.000
nikkel	2.000	20.000
lood	2.000	20.000
zink	8.000	80.000
arseen	1.000	10.000
chroom	2.000	20.000

In bijlage 3 is voor bovenstaande verontreinigingen aangegeven wat de kosten van zuivering zijn bij bemaling, spoelen en beheersing. Zuiveringstechnieken die zijn doorgerekend zijn; zand- + actieve koolfiltratie; strippertoren; biologische zuivering; precipitatie/coagulatie/flocculatie en ionenwisseling. Een techniek is doorgerekend wanneer hiermee het desbetreffende normniveau kan worden gehaald.

Voor het verschil in kosten, of het ontbreken van een verschil, kunnen een aantal oorzaken worden aangegeven. Om te voorkomen dat die hieronder bij iedere verontreiniging in extenso worden herhaald worden ze hier genoemd. Bij de behandeling van de verontreinigingen wordt naar deze oorzaken terugverwezen.

- *Hogere kosten door meerdere eenheden.* Het kostenmodel gaat uit van een standaardgrootte van een eenheid van een zuiveringsinstallatie. Het zuiveringsrendement van een eenheid kent een maximum. Wanneer het zuiveringsrendement van een eenheid onvoldoende is om de zuiveringsnorm te halen moeten meerdere eenheden achter elkaar geschakeld worden wat hogere kosten met zich meebrengt.
- *Hogere kosten door langere zuiveringstijd.* Bij het spoelen van de bodem neemt de concentratie in het onttrokken grondwater geleidelijk af. Wanneer de concentratie in het grondwater gelijk is aan de emissie-eis wordt de zuiveringsinstallatie verwijderd. Bij een strengere norm zal de zuiveringsinstallatie langer aanwezig zijn waardoor de kosten hoger zijn.
- *Aktieve koolfiltratie bij bemaling.* Voor bemaling is aangenomen dat de actieve koolfilters dusdanig zijn gedimensioneerd dat ze gedurende de bemaling niet hoeven te worden vervangen. Hierdoor hangt de belading alleen af van de vracht en niet van de effluentconcentratie.
- *Aktieve koolfiltratie bij beheersing.* Ook hiervoor geldt dat is aangenomen dat door serieschakeling de belading (en daarmee de hoeveelheid verontreinigde actieve kool) vrijwel onafhankelijk is van de effluentconcentratie.
- *Ionenwisseling bij bemaling.* Hierbij is ervan uitgegaan dat bij een ionwisselaar van twee eenheden in serie, de eerste eenheid verzadigd is terwijl de tweede eenheid nog niet is doorgeslagen. Bij een

³ Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen (1989), CUWVO-werkgroep VI

- juiste dimensionering hoeft de ionwisselaar niet te worden geregenereerd. De kosten die worden gemaakt voor het verwerken van de afvalwaterstroom zijn voor beide normniveaus nagenoeg gelijk.
- *Ionenwisseling bij beheersing.* Ook hiervoor geldt dat is aangenomen dat door serieschakeling regeneratie kan plaatsvinden bij volledige verzadiging van de ionenwisselaar waardoor de kosten die worden gemaakt voor het verwerken van de afvalwaterstroom voor beide normniveaus nagenoeg gelijk zijn.
 - *Relatief groot verschil in de verwijderde vracht.* In een aantal gevallen ligt de influentconcentratie relatief dicht bij de concentratie van normniveau 2. In die gevallen wordt een relatief groot deel van de verontreiniging geloosd waardoor de kosten per kilogram verwijderde verontreiniging bij lozing tot normniveau 1 minder verhoogd of zelfs lager kunnen zijn.
 - *Gebruik verschillende technieken.* Er kan een verschil in kosten ontstaan doordat normniveau 1 niet gehaald kan worden met de goedkoopste techniek terwijl dit wel het geval is voor normniveau 2.

Op basis van bijlage 3 wordt in het onderstaande het procentuele verschil in zuiveringskosten aangegeven. Daarbij worden de kosten voor zuiveren van water tot normniveau 2 op 100 gesteld. Voor beide normniveaus zijn de goedkoopste technieken geselecteerd. Omdat deze selectie plaats vindt op basis van een model dat een specifieke situatie beschrijft kunnen hier geen conclusies voor praktijkgevallen aan worden ontleend.

3.4.2 Minerale olie

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per kuub		kosten per kilo		kosten per kuub		kosten per kilo	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
Bemaling	100	120	100	20	100	100	100	90
Sanering	100	525	100	90	100	260	100	230
Beheersing	100	180	100	30	100	140	100	125

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 75.000,-	tot	f 115.000,-
Sanering	f 35.000,-	tot	f 135.000,-
Beheersing	f 500.000,-	tot	f 800.000,-

Verklaring bemaling

- actieve koolfiltratie als goedkoopste techniek, kosten zijn onafhankelijk van effluentconcentratie;
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring sanering

- langere zuiveringsperiode voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt;
- meerdere eenheden voor normniveau 1. Omdat dit bij hoge influentconcentraties ook geldt voor normniveau 2, neemt het kostenverschil af bij hogere influentconcentraties;
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring beheersing

- meerdere eenheden voor normniveau 1
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

3.4.3 Aromaten

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per kuub		kosten per kilo		kosten per kuub		kosten per kilo	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
	Bemaling	100	150	100	130	100	190	100
Sanering	100	250	100	220	100	230	100	230
Beheersing	100	160	100	140	100	140	100	140

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 75.000,-	tot	f 190.000,-
Sanering	f 25.000,-	tot	f 175.000,-
Beheersing	f 500.000,-	tot	f 850.000,-

verklaring bemaling;

- meerdere eenheden voor normniveau 1;
- verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring sanering;

- langere periode van zuiveren voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt;
- meerdere eenheden voor normniveau 1, omdat dit bij hoge influentconcentraties ook geldt voor normniveau 2, neemt het kostenverschil af bij hogere influentconcentraties.
- verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring beheersing;

- meerdere eenheden voor normniveau 1, omdat dit bij hoge influentconcentraties ook geldt voor normniveau 2, neemt het kostenverschil af bij hogere influentconcentraties.
- verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

3.4.4 Gechloreerde koolwaterstoffen

	matig tot sterk verhoogd				sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per kuub		kosten per kilo		kosten per kuub		kosten per kilo	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
	Bemaling	100	150	100	140	100	100	100
Sanering	100	150	100	140	100	120	100	120
Beheersing	100	120	100	120	100	100	100	100

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 75.000,-	tot	f 300.000,-
Sanering	f 35.000,-	tot	f 175.000,-
Beheersing	f 500.000,-	tot	f 1.250.000,-

Verklaring bemaling;

- meerdere eenheden bij normniveau 1;
- relatief klein verschil in verwijderde vracht.

Verklaring sanering;

- langere zuiveringsperiode voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt;
- meerdere eenheden voor normniveau 1. Omdat dit bij hoge influentconcentraties ook geldt voor normniveau 2, neemt het kostenverschil af bij hogere influentconcentraties;
- relatief klein verschil in verwijderde vracht.

Verklaring beheersing

- meerdere eenheden voor normniveau 1;
- relatief klein verschil in verwijderde vracht.

Uit het kostenmodel komt voor vrijwel het gehele concentratiebereik zuivering met behulp van actieve koolfiltratie of strippen met afgasreiniging d.m.v. actieve kool als goetkoopste techniek naar voren. De grootte van de filters en de afvoer van actieve kool en inzet van het aantal strippers zijn hier de bepalende kostenfactoren. Een belangrijke kanttekening hierbij is dat bij actieve koolfiltratie van de waterfase wordt uitgegaan van een volledige belading van het eerste actieve koolfilter terwijl nog geen doorslag heeft plaatsgevonden van het tweede filter. In de praktijk en zeker wanneer chloorhoudende koolwaterstoffen voorkomen in combinatie met andere verontreinigingen kan het voorkomen dat het tweede filter doorslaat voordat de eerste verzadigd is. De kosten zullen in dit geval toenemen en in sterkere mate voor normniveau 1.

3.4.5 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per kuub		kosten per kilo		kosten per kuub		kosten per kilo	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
Bemaling	100	100	100	90	100	100	100	100
Sanering	100	250	100	220	100	190	100	190
Beheersing	100	100	100	90	100	100	100	100

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 75.000,-	tot	f 110.000,-
Sanering	f 40.000,-	tot	f 85.000,-
Beheersing	f 500.000,-	tot	f 650.000,-

Verklaring bemaling;

- actieve koolfiltratie als goedkoopste techniek, kosten onafhankelijk van effluentconcentratie.

Verklaring sanering;

- langere periode van zuiveren voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt.

Verklaring beheersing;

- actieve koolfiltratie als goedkoopste techniek, kosten vrijwel onafhankelijk van effluentconcentratie.

3.4.6 Zware metalen

Kwik

Kwik is in geen van de geïnterviewde praktijkgevallen in het grondwater aangetroffen. Het wordt hier evenwel als afzonderlijke verontreiniging behandeld vanwege de scherpere normstelling ten opzichte van de overige metalen, bij zowel normniveau 1 als 2. Voor zowel normniveau 1 als 2 geldt dat zuivering tot deze niveaus slechts haalbaar is via ionenwisseling.

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per m ³		kosten per kg.		kosten per m ³		kosten per kg.	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
Bemaling	100	100	100	90	100	100	100	100
Sanering	100	200	100	170	100	150	100	150
Beheersing	100	100	100	90	100	100	100	100

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 225.000,-	tot	f 825.000,-
Sanering	f 170.000,-	tot	f 350.000,-
Beheersing	f 1.000.000,-	tot	f 2.000.000,-

Verklaring bemaling en beheersing;

- ionenwisseling als goedkoopste techniek, kosten vrijwel onafhankelijk van effluentconcentratie;

Verklaring sanering:

- langere periode van zuiveren voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt.

Cadmium

Cadmium is wordt hier als afzonderlijke verontreiniging behandeld vanwege de scherpere normstelling ten opzichte van de overige metalen.

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per m ³		kosten per kg.		kosten per m ³		kosten per kg.	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
Bemaling	100	100	100	100	100	100	100	100
Sanering	100	130	100	120	100	120	100	120
Beheersing	100	100	100	100	100	100	100	100

Indicatie van zuiveringskosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 225.000,-	tot	f 500.000,-
Sanering	f 100.000,-	tot	f 500.000,-
Beheersing	f 1.000.000,-	tot	f 2.000.000,-

Verklaring bemaling en beheersing;

- ionenwisseling als goedkoopste techniek voor beide normniveaus, kosten vrijwel onafhankelijk van effluentconcentratie;
- relatief klein verschil in verwijderde vracht.

Verklaring sanering;

- langere periode van zuiveren voor normniveau 1, dit verschil in zuiveringsperiode neemt af naarmate de influentconcentratie hoger wordt.
- relatief klein verschil in verwijderde vracht.

Overige zware metalen

De normniveaus van de overige zware metalen zijn niet aan elkaar gelijk, zie tabel 3.3. Voor het bereiken van de normniveaus kan echter gebruik worden gemaakt van dezelfde technieken waardoor ze hier tegelijkertijd worden behandeld. Een aantal kanttekeningen moeten hierbij worden geplaatst;

- Chroom (VI) kan niet door precipitatietechnieken worden verwijderd. Hiertoe dient het chroom eerste te worden gereduceerd tot chroom (III). Kosten van deze techniek bedragen circa f 2,00 per kuub bij bemaling, f 0,50 tot f 2,00 per kuub bij sanering en circa f 2,50 per kuub bij beheersing.
- De belading van ionwisselaars is verschillend, de moleculaire opname capaciteit is voor cadmium, koper, nikkel, lood, zink en kwik gelijk aan 0,5 mol/l hars en voor chroom (VI) 0,34 mol/l. De molecuulgewichten verschillen echter waardoor bij concentraties uitgerekend in mg/l de zwaarste metalen de laagste zuiveringskosten per kuub zullen hebben. De hieronder vermelde kosten gaan uit van een gemiddelde voor chroom, nikkel, koper en zink. De kosten voor lood liggen gemiddeld circa 25 procent lager.
- Arseen kan slechts via coprecipitatie met ijzer verwijderd worden.

Effluentwaarden van 100 µg/l zijn haalbaar zodat precipitatie/coagulatie/flocculatie (PCF) voor alle overige zware metalen als alleenstaande techniek voldoet voor normniveau 2. In een aantal gevallen, vooral bij het lage concentratieniveau komt ionenwisseling ook voor normniveau 2 naar voren als goedkoopste techniek. Voor normniveau 1 wordt in de *inventarisatie praktijkgevallen van grondwaterreinigingstechnieken* aangegeven dat tot dit normniveau kan worden gezuiverd via PCF en zandfiltratie. Dit is in de praktijk echter nog niet aangetoond. Voor de matig tot sterk verhoogde concentratie is ionenwisseling de goedkoopste techniek voor normniveau 1. Voor de sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties is PCF echter vaak de goedkoopste techniek. In onderstaand overzicht worden daarom in het laatste geval twee waarden gegeven bij norm 1, de eerste geeft de kostenindex van de goedkoopste techniek, de tweede waarde betreft uitsluitend ionenwisseling.

	Matig tot sterk verhoogd				Sterk tot zeer sterk verhoogd			
	kosten per m ³		kosten per kg.		kosten per m ³		kosten per kg.	
	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1	norm 2	norm 1
Bemaling	100	100	100	90	100	110-170	100	100-170
Sanering	100	180	100	130	100	140-160	100	140-150
Beheersing	100	100	100	90	100	100-130	100	100-130

Indicatie van projectkosten bij zuivering tot normniveau 2			
Bemaling	f 250.000,-	tot	f 500.000,-
Sanering	f 100.000,-	tot	f 750.000,-
Beheersing	f 900.000,-	tot	f 2.300.000,-

Verklaring bemaling;

- Wanneer voor beide normniveaus PCF kan worden ingezet zijn de kosten voor zuivering vrijwel aan elkaar gelijk. Voor matig tot sterk verhoogde concentraties geldt dat ionenwisseling de goedkoopste techniek is en dat de kosten hierbij vrijwel onafhankelijk zijn van de effluentconcentratie. Voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties is het gebruik van PCF voor normniveau 2 gemiddeld 70 procent goedkoper dan het gebruik van ionenwisselaars voor het behalen van normniveau 1;
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring sanering;

- Hogere kosten door langere zuiveringsduur, het verschil neemt af bij hogere concentraties;
- gebruik verschillende technieken
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

Verklaring beheersing;

- Wanneer voor beide normniveaus PCF kan worden ingezet zijn de kosten voor zuivering vrijwel aan elkaar gelijk. Voor matig tot sterk verhoogde concentraties geldt dat ionenwisseling de goedkoopste techniek is en dat de kosten hierbij vrijwel onafhankelijk zijn van de effluentconcentratie. Voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties is het gebruik van PCF voor normniveau 2 gemiddeld 30 procent goedkoper dan het gebruik van ionenwisselaars voor het behalen van normniveau 1.
- relatief groot verschil in verwijderde vracht bij matig tot sterk verhoogde concentratie.

3.4.7 Cyanide

Van deze technieken zijn geen gegevens van uitgevoerde saneringen met verwijdering van cyanide voorhanden. Daarbij komt dat bij het zuiveren van cyanide houdend grondwater een groot aantal variabelen een rol spelen waardoor een algemene afweging moeilijk is te maken.

3.4.8 Combinaties van verontreinigingen

Afhankelijk van het type verontreiniging kan bij een combinatie van verontreinigingen dezelfde techniek worden toegepast. De kosten zullen dan lager zijn dan de kosten voor twee afzonderlijke technieken. De exploitatiekosten (bijvoorbeeld koolverbruik) zullen toenemen. Voor alle gevallen geldt dat de kosten voor aan- en afvoer, installeren, gebouw en onderafdichting slechts in beperkte mate zullen toenemen. In onderstaande tabel zijn combinaties gemaakt van maximaal twee verontreinigingen. Hierbij is een voor de hand liggende techniek vermeld. Andere technieken zijn in enkele gevallen ook mogelijk. De consequenties voor de kosten zijn voor deze kostenindicatie in beperkte mate afhankelijk van de techniek die wordt gekozen. De extra kosten worden hoofdzakelijk bepaald door het feit of een extra techniek nodig is dan wel eenzelfde techniek kan worden toegepast.

Tabel 3.4 *Combinaties van verontreinigingen en consequenties*

Combinatie	Techniek	Indicatie kostenconsequenties
Aromatische en chloorhoudende oplosmiddelen	Strippen en afgaszuivering via actieve kool filtratie.	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten lager dan twee afzonderlijke technieken • Hogere koolkosten
Aromaten en PAK	Biooog/zandfiltratie/actieve kool	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten lager dan twee afzonderlijke technieken • Actieve koolfiltratie voor aromaten niet altijd nodig
Aromaten en metalen	Stripper/flocculatie/coagulatie/precipitatie	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten bijna gelijk aan som van kosten afzonderlijke technieken
Aromaten en bestrijdingsmiddelen	Zandfiltratie/Actieve kool	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten lager dan twee afzonderlijke technieken • Actieve koolfiltratie voor aromaten niet altijd nodig
Chloorhoudende oplosmiddelen en PAK	Strippen en actieve kool	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten bijna gelijk aan som van kosten afzonderlijke technieken
Chloorhoudende oplosmiddelen en bestrijdingsmiddelen	Zandfiltratie/Actieve kool	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten lager dan twee afzonderlijke technieken • Koolkosten worden hoger
Metalen en bestrijdingsmiddelen	Coagulatie/flocculatie/precipitatie en actieve kool	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten bijna gelijk aan som van kosten afzonderlijke technieken
Combinatie van metalen	Coagulatie/flocculatie/precipitatie	<ul style="list-style-type: none"> • Totale kosten zijn hoger dan bij somconcentratie van één verontreiniging vanwege verschillende optimale procescondities per zwaar metaal.

3.4.9 Totale kosten van waterzuivering bij bodemsanering

De voorgaande paragrafen geven voor een aantal verontreinigingen aan wat het verschil in kosten is wanneer wordt gezuiverd tot normniveau 1 in vergelijking met normniveau 2. Dit geeft voor de verschillende verontreinigingen een goede indicatie maar nog niet voor de totale waterzuiveringskosten die bij bodemsanering worden gemaakt.

Op basis van de verdeling van de meest voorkomende combinaties van verontreinigingen zoals aangegeven in tabel 2.4 is uitgerekend wat het totale kosteneffect is wanneer tot normniveau 1 wordt gezuiverd. In bijlage 5 is op basis van een aantal praktijkgevallen een indicatie gegeven van de concentraties van verontreinigingen zoals die in de praktijk worden aangetroffen. Deze verdeling van het concentratieniveau is als uitgangspunt gebruikt voor het berekenen van de zuiveringskosten. Daarbij is wederom uitgegaan van de kosten bij de matig tot sterk verhoogde en sterk tot zeer sterk verhoogde concentratie. Omdat geen gegevens over het zuiveren van cyanide beschikbaar zijn, is deze verontreiniging niet in de berekening meegenomen. De berekening geldt daarom voor 90 procent van alle gevallen.

In de figuren 2.2 en 2.3 is aangegeven wat de verdeling is van de tijdsduur en het debiet van de saneringen. Door deze gegevens te vergelijken met de drie typen waterzuivering die in het kostenmodel zijn gebruikt, valt 38 procent van de zuivering onder "bemaling", 55 procent onder "saneren" en 7 procent onder "beheersen".

Op basis van deze uitgangspunten is in bijlage 4 aangegeven dat bij zuivering tot normniveau 1;

- De zuiveringskosten bij bronbemaling met 10 procent toenemen;
- De zuiveringskosten bij het spoelen van de bodem met 165 procent toenemen;
- De zuiveringskosten bij beheersing met 45 procent toenemen.
- De totale zuiveringskosten met 95 procent toenemen.

Tegenover deze extra kosten staat het verwijderen van een extra vracht aan verontreinigingen. In tabel 3.8 is een indicatie gegeven van de extra vracht die wordt verwijderd wanneer wordt gezuiverd tot normniveau 1.

Tabel 3.8 *Vergelijking van vrachten die na zuivering worden geloosd via water dat vrijkomt bij bodemsanering, voor twee normniveaus.*

Verontreiniging	Minerale olie [kg]	Aromaten [kg]	PAK [kg]	Naftaleen [kg]	CKW [kg]	Cyanide [kg]
zuivering tot normniveau 1, vracht berekend voor 1992	2.000	85	2	< 1	30	40
zuivering tot normniveau 2, vracht berekend voor 1992	125.000	2100	420	160	110	825
Extra verwijderde vracht bij zuivering tot normniveau 1	123.000	2015	418	160	80	785

3.4.10 Kanttekeningen

Door toepassing van strengere lozingsseisen zullen niet alleen de kosten per m³ of per kg toenemen;

- Door de scherpere lozingsseisen zal vaker een grondwaterzuiveringsinstallatie worden toegepast en vaker een installatie waarbij meerdere verontreinigingen moeten worden verwijderd. Hierdoor nemen de kosten toe. Dit geldt met name voor het verwijderen van zware metalen, die in 30 procent van de gevallen in concentraties hoger dan de B-waarde (gemiddeld 10 maal normniveau 1) voorkomen. Omdat niet duidelijk is vanaf welke concentratie gezuiverd zal worden kan geen indicatie worden gegeven van deze extra kosten.
- Door scherpere lozingsseisen zal het grondwater verontreinigd met meerdere zware metalen in meerdere stappen moeten worden gezuiverd doordat elk metaal bij een specifieke pH optimaal wordt verwijderd. Ook hierdoor nemen de kosten toe.
- Wanneer meerdere verontreinigingen moeten worden verwijderd neemt de complexiteit van de installaties toe waardoor de bedieningskosten zullen toenemen.

De benadering die hierboven is toegepast beschrijft een drietal specifieke situaties. De kosten voor toepassing van een techniek of een combinatie van technieken worden door een groot aantal

omstandigheden bepaald, waarbij het vrije marktprincipe de belangrijkste en tevens moeilijkst te hanteren factor is. Aanbiedingen uit de praktijk kunnen daarom slechts als richtlijn worden gebruikt, maar hoeven niet in relatie met de werkelijke kosten te staan. Zo kan de beschikbaarheid van apparatuur bij een aannemer ten opzichte van een noodzakelijke investering in nieuwe apparatuur grote prijsverschillen te zien geven. Verder kunnen de prijzen die aannemers berekenen voor de plaatsing van een zuiveringsinstallatie ook zeer grote verschillen vertonen.

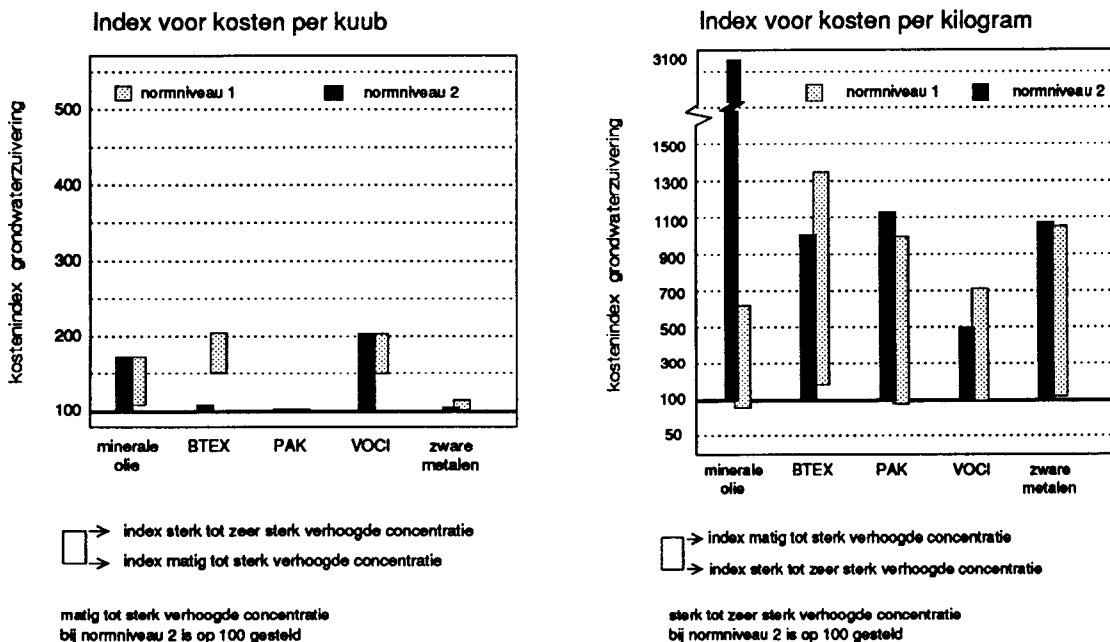
De prijsvorming voor de grondwaterzuivering bij saneringsprojecten wordt verder beïnvloed door de volgende parameters:

- duur van het project;
- capaciteit van de installatie;
- influentgehalte en het verloop van dit gehalte in de tijd;
- reinigingsrendement;
- noodzaak van civieltechnische voorzieningen in verband met vorst, vandalisme, geluidsoverlast en stankhinder;
- extra voorzieningen opgelegd in vergunningen zoals ventilatie, geluiddichte wanden, meetfaciliteiten, storingssignaleringen, etc.;
- aanwezigheid van storende componenten waarvan ijzer en het 'kalkkoolzuurevenwicht' het meest relevant zijn;
- kosten van diensten en goederen (actieve kool, externe verwerking slib, regeneratie kool).

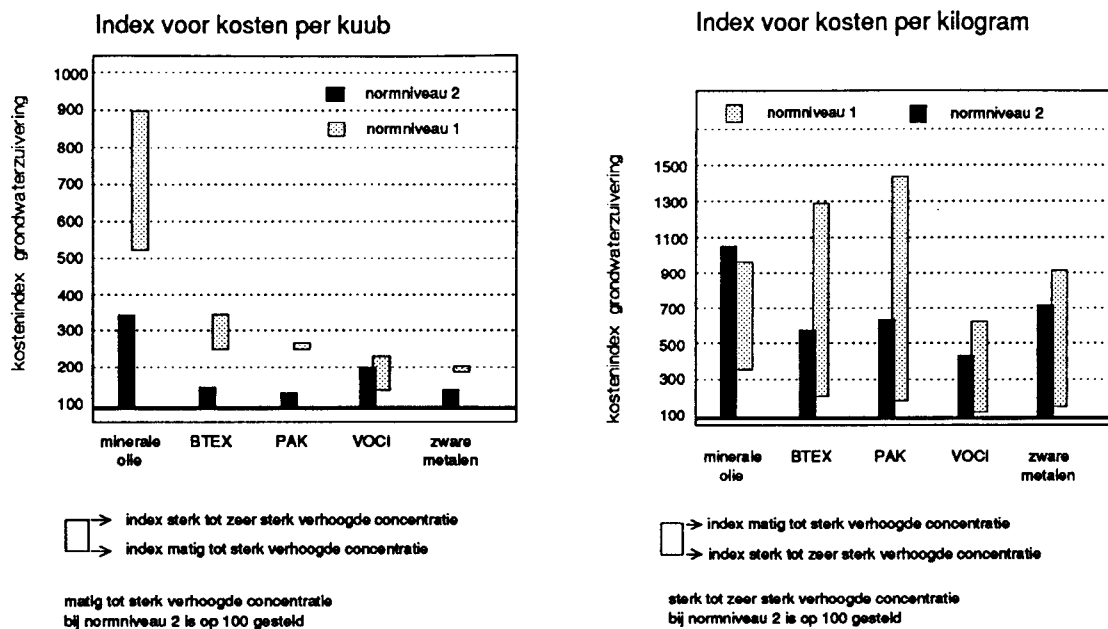
De bovengenoemde vergelijking van kosten moet daarom gezien worden als indicatie, waarbij de lokale verontreinigingssituatie aanleiding kan geven tot afwijking. In de meeste gevallen zal naast de hoofdtechniek een voor- of nageschakelde techniek worden toegepast, dit geldt voor beide normniveaus. Olieafscidders worden bij twee derde van de saneringen toegepast, zandfilters bij ongeveer de helft van de saneringen. De kosten van deze technieken bedragen circa f 0,10 tot f 0,50 respectievelijk f 0,50 tot f 2,00 per kuub.

3.4.11 Samenvatting en conclusies

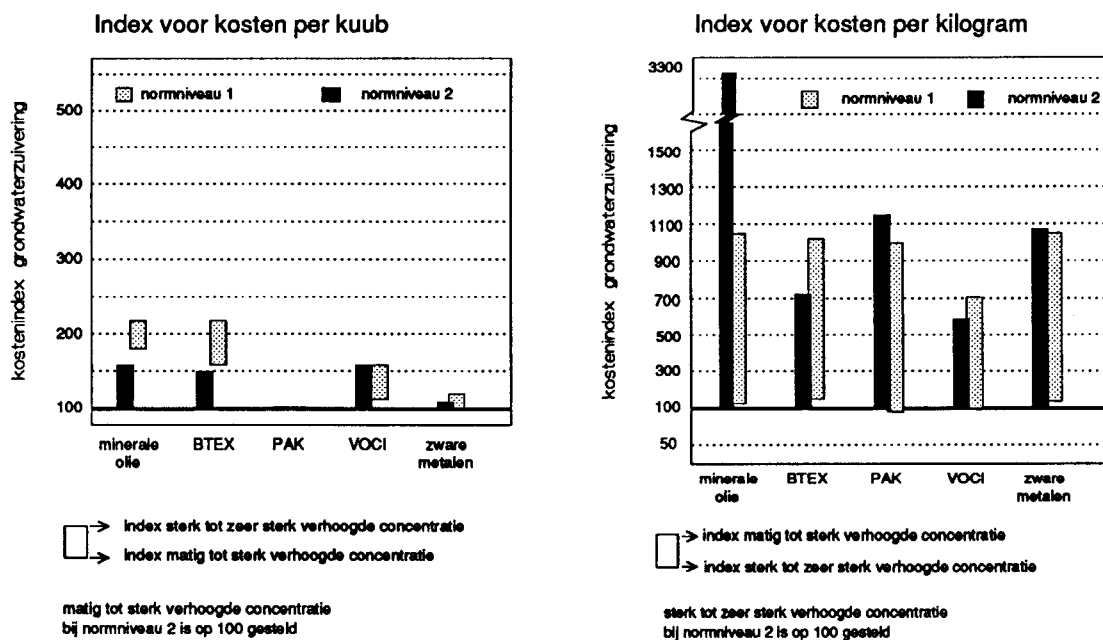
In figuren 3.2 tot 3.4 is schematisch een gemiddelde kostenindicatie aangegeven voor zuivering tot normniveau 1 en 2. De kosten per kuub zijn voor zuivering tot normniveau 2 en de matig tot sterk verhoogde concentratie op 100 gesteld, de andere niveaus zijn hier aan gerelateerd. De kosten per kilogram verwijderd zijn voor zuivering tot normniveau 2 en de sterk tot zeer sterk verhoogde concentratie op 100 gesteld, de andere niveaus zijn hier aan gerelateerd.



Figuur 3.2 Vergelijking van zuiveringskosten voor twee normniveaus voor zuivering van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij bemaling.



Figuur 3.3 *Vergelijking van zuiveringskosten voor twee normniveaus voor zuivering van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij het spoelen van de bodem.*



Figuur 3.4 *Vergelijking van zuiveringskosten voor twee normniveaus voor zuivering van verontreinigd grondwater dat vrijkomt bij geohydrologische isolatie.*

Op basis van de voorgaande paragrafen zijn de volgende conclusies te trekken;

Algemeen

De verschillen in kosten geven een indicatie voor een aantal specifieke situaties, er kunnen daarom geen conclusies voor praktijkgevallen aan worden ontleend. Omdat de gekozen situaties een doorsnede zijn van veel voorkomende gevallen bij bodemsanering vormen ze echter een goed uitgangspunt voor de kostenvergelijking tussen de twee normniveaus.

De kosten van zuivering per kuub voor normniveau 1 zijn altijd groter of gelijk zijn aan die voor normniveau 2. Omdat de verwijderde vracht bij normniveau 1 groter is, kunnen de kosten per verwijderde kilogram voor normniveau 1 in een aantal gevallen lager uitvallen dan voor normniveau 2. Het verschil in vracht is met name groot voor grondwater dat is verontreinigd met minerale olie en zware metalen in een concentratiebereik tot 10 mg/l.

Het relatieve verschil in kosten neemt af naarmate de influentconcentratie hoger is. Met name het kostenverschil per kilogram verwijderde verontreiniging is relatief laag bij hogere concentraties.

Uit de kostprijsberekening komt naar voren dat de kosten van zuivering van grondwater verontreinigd met zware metalen gemiddeld 2 tot 5 maal zo hoog is in vergelijking met organische verontreinigingen. Deze hogere kosten worden enerzijds veroorzaakt door hogere investerings- en energiekosten en bij hogere influentconcentraties ook door de kosten van verwerken van slib of afvalwater.

Bij een gelijkblijvend aantal zuiveringen zullen de totale kosten van waterzuivering ongeveer verdubbelen wanneer gezuiverd wordt tot normniveau 1. Afhankelijk vanaf welke grenswaarde men dient te zuiveren zullen de kosten daarnaast doordat vaker gezuiverd zal moeten worden en doordat complexere installatie gebruikt gaan worden omdat meer verontreinigingen moeten worden verwijderd. Deze extra kosten zijn niet gekwantificeerd.

Bemaling

Het verschil in kosten van zuivering van met organische componenten verontreinigd grondwater varieert tussen geen verschil en een verdubbeling van kosten, afhankelijk van de techniek die kan worden toegepast. De kosten nemen toe omdat bij zuivering tot normniveau 1 meerdere eenheden moeten worden ingezet. Voor zware metalen varieert het kostenverschil tussen geen verschil en een verhoging van 70 procent. Dit verschil wordt voornamelijk bepaald doordat bij zuivering tot normniveau 2 gebruik kan worden gemaakt van precipitatie, terwijl voor zuivering tot normniveau 1 slechts via ionenwisseling de norm kan worden gehaald terwijl deze techniek duurder is.

De totale kosten van zuiveren bij bemaling nemen naar schatting met 10 procent toe.

Sanering

Bij grondwaterreiniging bij sanering (spoelen) blijft de zuiveringsinstallatie aanwezig totdat de influentconcentratie gelijk is aan de effluent-eis. De kosten van grondwaterzuivering bij sanering worden ondermeer bepaald door de termijn dat een zuiveringsinstallatie bij de sanering aanwezig is. Bij een strengere normering zal een zuiveringsinstallatie langer op de locatie aanwezig dienen te zijn waardoor de kosten toenemen. Daarnaast zijn de kosten van zuivering tot normniveau 1 hoger omdat bij gelijke influentconcentraties gemiddeld van meerdere eenheden gebruik moet worden gemaakt om de effluent-eis te halen. Beide kosteneffecten spelen vooral bij relatief lage concentraties.

Voor grondwater verontreinigd met minerale olie, aromaten en PAK geldt dat de zuiveringskosten gemiddeld meer dan verdubbelen. Voor chloorhoudende koolwaterstoffen geldt dat de kosten respectievelijk met circa 50 procent toenemen. Dit geldt in de meeste gevallen ook voor de kosten per verwijderde kilogram. Bij de matig tot sterk verhoogde concentraties zijn voor minerale olie de kosten per verwijderde kilogram echter lager bij normniveau 1 omdat de verwijderde vracht relatief groot is.

Voor grondwater verontreinigd met zware metalen geldt dat voor sterk verontreinigd grondwater de kosten van zuivering naar normniveau 1 met 20 tot 100 procent toenemen. Omdat bij normniveau 1 een relatief grote vracht wordt verwijderd is het verschil in kosten per verwijderde kilogram minder dan 50 procent.

De totale kosten van zuiveren tot normniveau 1 nemen naar schatting met 165 procent toe in vergelijking met normniveau 2.

Beheersing

Voor minerale olie en aromaten nemen de kosten bij zuivering tot normniveau 1 met respectievelijk 80 en 60 procent toe. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat meerdere eenheden moeten worden ingezet om het normniveau te bereiken. Omdat bij hogere concentraties ook bij normniveau 2 meerdere

eenheden dienen te worden toegepast neemt het verschil af bij hogere concentraties. De verwijderde vracht is groter bij zuiveren tot normniveau 1. Hierdoor is het verschil in kosten per kilogram verwijderde lager of zelfs in het voordeel van normniveau 1.

Voor de overige verontreinigingen is er vrijwel geen verschil in kosten.

De totale kosten van zuiveren tot normniveau 1 nemen naar schatting met 45 procent toe in vergelijking met normniveau 2.

BIJLAGEN

- 1 SAMENVATTING HOOFDLIJNEN EMISSIEBELEID**
- 2 UITGANGSPUNTEN VAN HET KOSTENMODEL**
- 3 KOSTEN VAN ZUIVERING VAN WATER DAT VRIJKOMT BIJ BODEMSANERING**
- 4 EFFECT VAN ZUIVEREN TOT DE STREEFWAARDEN OP DE TOTALE KOSTEN VAN WATERZUIVERING BIJ BODEMSANERING**
- 5 CONCENTRATIERANGES VAN VERONTREINIGINGEN**

BIJLAGE 1

SAMENVATTING HOOFDLIJNEN EMISSIEBELEID

Hoewel in 1990 de derde nota waterhuishouding (hierna NW3) is vastgesteld, zijn de in het voorgaande IMP-W opgenomen hoofdlijnen van het emissiebeleid nog steeds geldig. In het IMP-W is als één van de twee hoofduitgangspunten van beleid het principe "Vermindering van de verontreiniging" genoemd. Dit uitgangspunt is vervolgens nader uitgewerkt voor enerzijds zwarte-lijststoffen en anderzijds overige stoffen. Voor zwarte-lijststoffen geldt in beginsel dat de verontreiniging door deze stoffen moet worden beëindigd. Geprobeerd moet worden zo dicht mogelijk bij een nullozing te komen. Sanering aan de bron dient te geschieden door toepassing van de best bestaande technieken. Het zal echter niet in alle gevallen mogelijk zijn om zelfs met behulp van deze technieken de betreffende lozingen geheel te beëindigen. Dan moet worden nagegaan of de restlozing leidt tot onaanvaardbare concentraties van de betreffende stof in het aquatisch milieu. Is dat het geval, dan zullen verdergaande maatregelen nodig zijn, hetgeen een lozingsverbod kan betekenen.

Bij de groep "overige stoffen" hebben we te maken met een groot aantal verschillende verontreinigingen, variërend van stoffen die van nature in het oppervlaktewater voorkomen met een geringe mate van toxiciteit, tot milieuvreemde stoffen met een betrekkelijk grote mate van toxiciteit, persistentie en beweeglijkheid. Het beleid ten aanzien van deze stoffen varieert naar gelang de schadelijkheid ervan. Is deze schadelijkheid groter dan wordt een grotere saneringsinspanning gevraagd en omgekeerd. Onderscheiden kunnen worden:

- stoffen die qua eigenschappen relatief schadelijk zijn (bijvoorbeeld zware metalen). Voor deze stoffen geldt dat een saneringsinspanning wordt vereist, die niet rechtstreeks afhankelijk is van de na te streven kwaliteitsdoelstelling in het ontvangende oppervlaktewater. In dit opzicht is de aanpak van deze stoffen vergelijkbaar met de aanpak van zwarte-lijststoffen; een verschil is echter dat hier niet toepassing van de beste bestaande technieken, doch toepassing van de best uitvoerbare technieken wordt vereist. De voor deze stoffen geldende waterkwaliteitsdoelstellingen worden gebruikt ter controle; het niet bereiken van de gewenste waterkwaliteit kan aanleiding zijn tot het eisen van verdergaande maatregelen.
- relatief onschadelijke verontreinigingen: van nature in het oppervlaktewater voorkomende stoffen met een geringe mate van toxiciteit (zoals sulfaat en chloride). De mate waarin maatregelen ter beperking van de lozingen van deze verontreinigingen moeten worden opgenomen, is primair afhankelijk van de waterkwaliteitsdoelstellingen, waaronder de algemene milieukwaliteit 2000, van het ontvangende oppervlaktewater.

Het tweede hoofduitgangspunt van het beleid betreft het "Stand-still beginsel". Dit beginsel is eveneens nader uitgewerkt voor enerzijds stoffen van de zwarte lijst, anderzijds voor de overige stoffen:

- emissies van stoffen van de zwarte lijst mogen, gerekend over een bepaald beheersgebied, niet toenemen;
- voor wat de overige stoffen betreft, geldt dat de waterkwaliteit niet significant mag verslechteren (waterkwaliteitsdoelstellingen mogen dus in beginsel niet worden opgevuld).

De definities voor best uitvoerbare en best bestaande technieken luiden als volgt:

Best uitvoerbare technieken

De technieken waarmee, rekening houdend met economische aspecten, dat wil zeggen uit kosten oogpunt aanvaardbaar te achten voor een normaal renderend bedrijf, de grootste reductie in de verontreiniging kan worden bereikt.

Best bestaande technieken

De technieken waarmee tegen hogere kosten een nog grotere reductie van de verontreiniging wordt verkregen en die in de praktijk kunnen worden toegepast.

BIJLAGE 2

UITGANGSPUNTEN VAN HET KOSTENMODEL

De kosten voor een techniek of een combinatie van technieken worden door een groot aantal omstandigheden bepaald, waarbij het vrije marktprincipe de belangrijkste en tevens moeilijkst te hanteren factor is. Aanbiedingen uit de praktijk kunnen dan ook slechts als richtlijn worden gebruikt, maar hoeven niet in relatie met de werkelijke kosten te staan. Zo kan de beschikbaarheid van apparatuur bij een aannemer ten opzichte van een noodzakelijke investering in nieuwe apparatuur grote prijsverschillen te zien geven. Verder kunnen de prijzen die aannemers berekenen voor de plaatsing van een zuiveringsinstallatie ook zeer grote verschillen vertonen.

De prijsvorming voor de grondwaterzuivering bij saneringsprojecten wordt verder beïnvloed door de volgende parameters:

- duur van het project;
- capaciteit van de installatie;
- influentgehalte en het verloop van dit gehalte in de tijd;
- reinigingsrendement;
- noodzaak van civieltechnische voorzieningen in verband met vorst, vandalisme, geluidsoverlast en stankhinder;
- extra voorzieningen opgelegd in vergunningen zoals ventilatie, geluiddichte wanden, meet-faciliteiten, storingssignaleringen, etc.;
- aanwezigheid van storende componenten waarvan ijzer en het 'kalkkoolzuurevenwicht' het meest relevant zijn;
- kosten van diensten en goederen (actieve kool, externe verwerking slib, regeneratie kool).

In het kostenmodel wordt een relatie gelegd tussen het reinigingsrendement van een zuiveringstechniek voor een bepaalde stofgroep of component en de kosten van die techniek. Ten aanzien van het reinigingsrendement wordt hiertoe een onderscheid gemaakt tussen twee normniveaus. De kosten bij een bepaald normniveau worden uitgedrukt in guldens per gesaneerde kuub en guldens per gesaneerde kilogram verontreiniging dat wil zeggen inclusief de verwijderde hoeveelheden zonder zuivering (ongezuiverde lozing). Dit in tegenstelling tot de kengetallen die men normaal gesproken hanteert, namelijk kosten per gezuiverde kuub en kosten per verwijderde kilogram verontreiniging.

Het doel van het kostenmodel is om per stofgroep en per zuiveringstechniek het verschil in kosten tussen de twee normniveaus tot uitdrukking te brengen. In verband met de praktische uitvoering van bodemsaneringen wordt hierbij een onderscheid gemaakt tussen bemalingen, grondwatersaneringen en beheersingen.

Voor het opstellen van kostenfuncties per techniek en het standaardiseren daarvan is het noodzakelijk om op voorhand een aantal uitgangspunten te kiezen. Bij het opstellen van deze uitgangspunten is uitgegaan van ervaringscijfers en van gemiddelde cijfers die voortkomen uit de inventarisatie van saneringsprojecten.

De kostenfuncties (kosten per m³, kosten per kg) zullen worden opgezet als functie van het influentgehalte voor een bepaalde verontreiniging of groep van verontreinigingen. De grenzen van de range worden bepaald door het normniveau (lozingseis als ondergrens) enerzijds en door fysische eigenschappen van een stofgroep anderzijds (bijvoorbeeld maximale oplosbaarheid als bovengrens).

Reinigingsrendement

Het benodigde reinigingsrendement wordt direct bepaald door het influentgehalte en de opgelegde lozingseis. Als lozingseis (toepassingsvoorwaarden) wordt uitgegaan van twee normniveaus. In onderstaande tabel zijn voor de relevante parameters de twee normniveaus weergegeven.

Tabel 1 Normniveaus voor de relevante verontreinigingen

Verontreiniging	normniveau 1 [µg/l]	normniveau 2 [µg/l]
aromaten	2	100
minerale olie	50	6000
chlh. oplosmiddelen	5	20
PAK	0,1	50
cyanide	10	100
cadmium	0,05	5
kwik	0,02	2
koper	3	300
nikkel	9	500
lood	4	400
zink	9	500
arseen	5	200
chroom	5	500

De normniveaus zijn op basis van de volgende uitgangspunten vastgesteld:

- normniveau 1:
- is gelijk aan de streefwaarde volgens de Algemene Milieu-Kwaliteitsnormen (AMK) uit de derde nota Waterhuishouding,
 - indien de streefwaarde niet bestaat dan is normniveau 1 gelijk aan de grenswaarde volgens AMK
 - indien de grenswaarde niet bestaat dan is normniveau 1 gelijk aan de streefwaarde voor grondwater uit de Leidraad Bodembescherming.
- normniveau 2:
- is gelijk aan de CUWVO-richtlijn of,
 - gelijk aan 100 x streefwaarde indien deze lager is dan de CUWVO-richtlijn;

Het feit dat een bepaald rendement moet worden bereikt, kan aanleiding geven tot een van de volgende constatering:

- met de zuiveringstechniek kan het rendement op grond van fysische of chemische beperkingen niet worden bereikt (bijvoorbeeld loogprecipitatie). In een dergelijk geval zal voor een andere techniek of een nazuiveringstechniek worden gekozen;
- voor het behalen van het rendement dienen meerdere stappen van dezelfde techniek in serie te worden geplaatst (bijvoorbeeld luchtstrippen, biologische zuivering);

Nevenverontreinigingen

De invloed van de aanwezigheid van ijzer in het grondwater is apart meegenomen door voor de techniek zandfiltratie los van de andere technieken een aparte kostenfunctie op te zetten. Dit betekent dat bij de behandeling van de technieken anders dan zandfiltratie is uitgegaan van een laag ijzergehalte. Ook voor chroomreductie en olie/water-afscheiding is een aparte kostenfunctie opgezet. De drie genoemde technieken worden beschouwd als voorbehandelingstechnieken.

Er wordt van uitgegaan dat het kalkkoolzuurevenwicht niet kritisch is, dat wil zeggen dat de verzadigingsindex of Saturation Index (SI) kleiner is dan 0.

Extra voorzieningen

Bij de bemalingen en grondwatersaneringen wordt uitgegaan van een zuiveringsinstallatie uitgevoerd zonder onderafdichting, bemonsterings- en meetfaciliteiten en een besturingseenheid. Er wordt geen rekening gehouden met voorzieningen in verband met vorst, geluid en stank (gebouw met ventilatie). Aangenomen wordt dat de grootte van deze kostenposten onafhankelijk is van de gekozen techniek en dus buiten beschouwing kunnen worden gelaten.

Bij de beheersing is per techniek een inschatting gemaakt van het ruimtebeslag. Vervolgens zijn alleen bij de beheersing in de investeringskosten de kosten voor een gebouw met verlichting en verwarming meegenomen. Kosten voor de hierboven genoemde extra voorzieningen zijn ook bij de beheersing niet meegenomen.

Er vindt geen aanpassing plaats van het zuiveringssysteem op grond van de afname van de concentraties tijdens de sanering (bijvoorbeeld verwijderen van een voorzuivering, verwijderen van een luchtstripper, etc.). De kosten voor verwijdering tussentijds met daarna lagere huurkosten voor de gehele installatie kunnen hoger zijn dan het tot het einde van de sanering laten staan van de gehele installatie bij gelijkblijvende huurkosten.

Kostenposten

De kosten bestaan uit de volgende posten.

- aanvoeren, installeren en afvoeren zuiveringsinstallatie;
- huur installatie op basis van investeringskosten en een vaste afschrijvingstermijn of afschrijving van de installatie (beheersing);
- exploitatiekosten;
- energie;
- chemicaliën;
- slibafvoer en -verwerking;
- bediening en onderhoud.

BTW en een winstpercentage voor de verhuurder van de installatie zijn niet meegenomen. Bij de berekening van de huurkosten voor de installatie wordt uitgegaan van een afschrijving van de installatie door de aannemer in 4 jaar bij saneringen en 2 jaar bij bemalingen. Rentepercentage 8,5% en 3,5% inflatie. Bij de berekening van de jaarlijkse afschrijvingen bij beheersingen wordt uitgegaan van een afschrijving van de mechanisch elektrische onderdelen in 15 jaar en de civiel technische onderdelen in 30 jaar met dezelfde rentepercentages,

Overige uitgangspunten:

- | | |
|---|--------------------------------|
| • Onderhoud | 4 % van de investeringskosten. |
| • Bediening | 1 mensdag = f 500,- |
| • Energie | f 0,20 per kWh |
| • Kosten actieve kool | |
| - luchtfase | f 8,00 per kg |
| - waterfase | f 6,00 per kg |
| • Kosten afvoer actieve kool | f 1.000,- per ton |
| • Afvoer, verwerking slib 4-5% droge stof | |
| - geen Chemisch afval | f 250,- per ton |
| - Chemisch Afval | f 400,- per ton |
| • Kosten gebouw | f 1.000,- per m ² |

Algemene uitgangspunten bemaling

Bij de berekening van kosten bij bemaling is van het volgende uitgegaan:

- bemalingsduur is twee maanden;
- te zuiveren volumestroom in 50 m³/uur;
- gelijkblijvend concentratieniveau tijdens de bemaling.

Omdat biologische zuivering bij bemaling vanwege de korte duur slechts in uitzonderingsgevallen aantrekkelijk is, is hiervan geen kostenmodel opgesteld.

Algemene uitgangspunten sanering

Bij berekening van kosten van zuivering bij sanering is van het volgende uitgegaan:

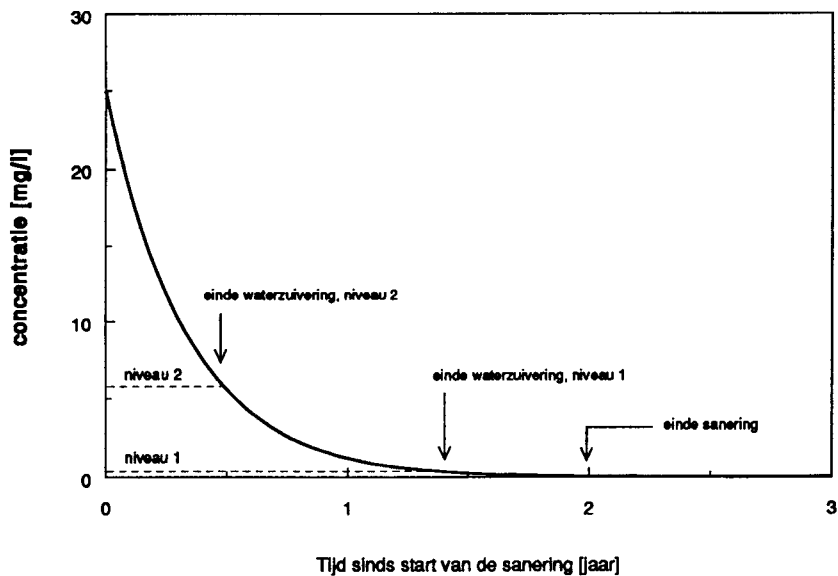
- saneringsduur is 2 jaar;
- te zuiveren volumestroom is 10 m³/uur;
- influentgehalten:
 - Er wordt uitgegaan van een exponentionele afname van de influentconcentratie tijdens het verloop van de sanering, waarbij als uitgangspunt geldt het bereiken van de streefwaarde voor grondwater voor de specifieke component na afloop van de sanering (twee jaar). Ten aanzien van de zuivering van het grondwater betekent dit dat ongezuiverd geloosd kan worden zodra de influentconcentratie onder het gehanteerde normniveau is gezakt. Dit betekent dus dat bij een laag normniveau gedurende een langere tijd moet worden gezuiverd, zie figuur 3.1. In sommige gevallen is de lozingseis zelfs lager dan de streefwaarde voor grondwater hetgeen betekent dat gedurende de volledige saneringsduur ook zal moeten worden gezuiverd.

Bij het berekenen van de zuiveringsduur en de verontreinigingsvracht is gebruik gemaakt van de volgende formules:

$$C = C_0 \cdot \exp(-t/\varphi)$$

$$\text{vracht} = Q \cdot C_0 \cdot \Phi \cdot [1 - \exp(-t/\varphi)]$$

Hierbij is C de actuele concentratie op tijdstip t, C₀ de aanvangsconcentratie, Φ het debiet en φ een constante die afhankelijk is van de emissie-eis, de streefwaarde en aanvangsconcentratie. Aan het einde van de sanering (t = 2 jaar) is de concentratie gelijk aan de streefwaarde voor grondwater



Figuur 1 Het veronderstelde concentratieverloop gedurende sanering van het grondwater.

Algemene uitgangspunten beheersing

In het geval van een beheersing is gekozen voor de volgende uitgangspunten:

- beheersduur is 30 jaar;
- te zuiveren volumestroom is 1 m³/uur;
- gelijkblijvend concentratieniveau tijdens de beheersing.

Ook in dit geval moet dus gedurende de volledige beheersduur worden gezuiverd. De kostenfuncties (kosten per m³ en kosten per kg) zijn in dit geval gebaseerd op de jaarlijkse kosten (52 weken).

Uitgangspunten per techniek

Inleiding

Bij de behandeling van de verschillende technieken worden zandfiltratie, olie/water-scheiding en chemische reductie beschouwd als voorzuiveringstechnieken.

De noodzaak het toepassen van zandfiltratie bij actieve koolfiltratie, luchtstrippen, biologische zuivering en ionenwisseling is in de betreffende techniekbeschrijvingen aangegeven (zie appendix).

Chemische reductie dient te worden toegepast voorafgaand aan precipitatie/coagulatie/flocculatie voor de omzetting van chroom (VI) tot chroom (III). De kosten van beide technieken kunnen worden gesommeerd.

Bij oliegehalten groter dan 50 mg/l is aangenomen dat de olie in niet opgeloste vorm aanwezig is. Dit betekent dat voorafgaand aan de behandelingstechniek voor olie (luchtstrippen, actieve koolfiltratie, biologische zuivering) een olie/water scheiding moet worden toegepast. Hierbij kan een keuze worden gemaakt tussen een eenvoudige olie/water-scheider en een coalescentiefilter. Aangenomen wordt dat door deze voorzuivering het gehalte wordt teruggebracht tot 50 mg/l. Deze waarde is bij de zuiveringstechnieken luchtstrippen, actieve koolfiltratie en biologische zuivering dan ook aangegeven als maximale concentratie. Bij olie-gehalten hoger dan 50 mg/l kunnen de kosten van beide technieken ook in dit geval worden gesommeerd.

Zandfiltratie

Procesbeschrijving:

Zandfiltratie wordt toegepast voor de verwijdering van ijzer uit het grondwater. Het ijzer kan verstopping veroorzaken van bepaalde procesonderdelen. Verwijdering vindt plaats door beluchting (oxidatie) met eventueel loogdosering gevolgd door eventueel sedimentatie en filtratie.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
- beluchte influentbuffer;
- lamellenafscheider^{*};
- opvoerpomp zandfilter;
- zandfilter (automatisch terugspoelbaar)^{**};
- effluentbuffer met terugspoelpomp en eventueel blower;
- spoelwaterbuffer met slibpomp;
- slibindikker.

- * bij ijzergehalten hoger dan 15 mg/l wordt voor het zandfilter een lamellenafscheider geplaatst om de terugspoelfrequentie van het zandfilter te beperken. Er wordt van uitgegaan dat bij hogere ijzergehalten het zandfilter belast blijft met 15 mg Fe/l;
- ** de kosten voor een continu zandfilter (Dynasand) zijn vrijwel gelijk aan de kosten voor een conventioneel zandfilter.

Overige uitgangspunten:

- slibgehalten:
 - in zandfilter : 2% droge stof
 - in slibindikker: 4% droge stof

Olie/water-scheiding

Procesbeschrijving:

Met deze techniek is het niet mogelijk normniveaus te bereiken. Zij wordt beschouwd als voorzuiveringstechniek in het geval het gehalte aan minerale olie hoger is dan 50 mg/l en zich in niet-opgeloste vorm in het grondwater bevindt. Afscheiding vindt plaats op basis van dichtheidsverschillen.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
- olie/water-scheiding volgens DIN 1999;
- eventueel uitgebreid met coalescentiefilter;
- olie-opslagtank

* een coalescentiefilter dient te worden toegepast als de olie in geëmulgeerde vorm aanwezig is.

Overige uitgangspunten:

- afvoer drijf laag olie: f 300,- per ton (AVR)
- effluentwaarde zuivering 50 mg/l

In de praktijk wordt olie/water-scheiding ook preventief toegepast.

Luchtstrippen

Procesbeschrijving:

Door luchtstrippen kunnen aromaten, chloorhoudende oplosmiddelen en vluchtige minerale olie worden verwijderd uit het grondwater. Voor de zuivering van de lucht uit de stripper zijn twee alternatieven uitgewerkt (alleen voor aromaten en minerale olie), namelijk luchtbehandeling met actieve kool en luchtbehandeling met behulp van een biofilter.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp luchtstripper;
- striptoren met luchtblower, afhankelijk van het benodigde rendement (tot 99 %, tot 99.95 % of tot 99.999 %) worden er meerdere strippers in serie geplaatst (respectievelijk 1, 2 en 3).;
- luchtbehandeling met actieve kool of met een biofilter;
- luchtverwarming in het geval van luchtbehandeling met kool.

Overige uitgangspunten:

- belading actieve kool luchtfase is 10% voor alle componenten;
- het koolverbruik is gebaseerd op een exponentionele afname van het influentgehalte (zoals hierboven is omschreven);
- lucht/water-verhouding is $80 \text{ Nm}^3/\text{m}^3$;
- oppervlaktebelasting biobed = $100 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{uur}$ met een bedhoogte van 1 m;
- kosten compost is f 250,-/ m^3 .

belasting biobed:

aromaten $20 \text{ g C} / \text{m}^3 \cdot \text{uur}$ (1 g arom \approx 0.9 g C)

vl olie $2 \text{ g C} / \text{m}^3 \cdot \text{uur}$

Bij de kostenberekening is rekening gehouden met de noodzaak tot uitbreiding van het biofilter op grond van de grote vracht bij hogere influentconcentraties.

Actieve kooladsorptie

Procesbeschrijving:

Door middel van actieve koolfiltratie kan een groot aantal organisch verontreinigingen uit grondwater worden verwijderd. Er zijn kostenfuncties opgesteld voor de verwijdering van aromaten, chloorhoudende oplosmiddelen, minerale olie en PAK. Bij het opstellen van de kostenfuncties is gebruik gemaakt van Freundlich-isothermen voor de beschrijving van het adsorptie-proces.

$$\text{belading } X/m = K_f \cdot C^{1/n} \text{ in [g/kg]}$$

met C de concentratie in [mg/l]

met K_f en $1/n$ als Freundlich constanten

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
- 2 koolfilters in serie (gepakt bed adsorbers)*.

* De grootte van het koolfilter (450 kg kool) is in verband met het terugbrengen van de vervangingsfrequentie bij hoge influentgehalten vergroot tot 900 kg.

Overige uitgangspunten:

- contacttijd: 12 - 15 minuten;
- het influentgehalte is (via de Freundlich-isotherm) bepalend voor de beladingsgraad en daarmee voor de vervangingsfrequentie van het koolfilter. Dit betekent dat wordt aangenomen dat het eerste koolfilter pas wordt vervangen als het effluentgehalte van dit koolfilter gelijk is aan het influentgehalte. Hierbij wordt aangenomen dat het front van de verontreiniging in het koolfilter zodanig loopt dat met dit uitgangspunt het tweede koolfilter nog niet doorslaat (d.w.z. boven het normniveau komt);
- het koolverbruik is gebaseerd op een exponentionele afname van het influentgehalte (zoals bij de algemene uitgangspunten is omschreven);
- de volgende Freundlich-constanten zijn gebruikt voor de verschillende stofgroepen (als gemiddelde waarden van de constanten voor de afzonderlijke verbindingen):

aromaten	$K_f = 36; 1/n = 0.57$
chloorh. oplosmiddelen	$K_f = 17; 1/n = 0.64$
minerale olie	$K_f = 100; 1/n = 0.5$
PAK	$K_f = 245; 1/n = 0.5$

Biologische zuivering

Procesbeschrijving:

De biologische zuivering bestaat uit een biofilm systeem gevolgd door een nabezinkstap. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan een biorotorsysteem of een BIOPUR®-systeem. Bij het opstellen van de kostenfuncties is uitgegaan van een biorotor-systeem met nabezinktank. Wanneer vanuit de biologische zuivering lozing op het riool plaatsvindt is een nabezinktank meestal niet nodig.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
- biorotorsysteem;
- nabezinktank.

Overige uitgangspunten:

- door verlenging van de verblijftijd is het mogelijk een hoger zuiveringsrendement en daarmee een lager effluentgehalte te halen. Uitgegaan is van een rendement voor aromaten en minerale olie in een module met een verblijftijd van 1 uur (5000 m²) van 98 % respectievelijk 80 %.
- er is uitgegaan van een vaste nutriëntendosering.

Precipitatie/coagulatie/flocculatie

Procesbeschrijving:

Bij precipitatie worden zware metalen door dosering van chemicaliën zoals hydroxide en sulfide onoplosbaar gemaakt. Omdat de sulfides van de meeste metalen slechter oplosbaar zijn dan de overeenkomstige hydroxides kunnen in het eerste geval hogere rendementen worden bereikt. Het rendement kan verder worden verhoogd door het toepassen van zandfiltratie (evt. microfiltratie) als polishingstap. Coagulatie en flocculatie wordt uitgevoerd om het colloïdale neerslag om te vormen tot goed af te scheiden vlokken. Hiertoe wordt een vlokmiddel (ijzerchloride) en een vlokhulpmiddel (PE) gedoseerd.

Van de zware metalen kan arseen slechts door coprecipitatie met ijzer worden verwijderd. Deze techniek is op dezelfde wijze in beschouwing genomen als de precipitatietechnieken.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
- beluchte influentbuffer;
- neutralisatietank met OH⁻ of -S²⁻ dosering, met roerwerk en pH-regeling;
- flocculatietank met Fe- en PE-dosering, bestaande uit drie compartimenten met roerwerken. In de praktijk wordt ook vaak een buizenflocculator toegepast;
- lamellenafscheider met slibpomp;
- eventuele zandfiltratiestap inclusief opvoerpomp en terugspoelvoorzieningen;
- slibindikker

Overige uitgangspunten:

- Fe-dosering voor coagulatie en flocculatie: 25 mg/l;
- kosten chemicaliën:
 - f 0,51/kg Fe op basis van ijzerchloride;
 - f 2,11/kg OH⁻ op basis van natronloog;
 - f 3,60/kg S²⁻ op basis van natriumsulfide.
- zowel bij de hydroxideprecipitatie als bij de sulfideprecipitatie is uitgegaan van de optimale pH voor een specifiek metaal;
- bij de pH-aanpassingen is rekening gehouden met een bufferend vermogen van het grondwater (10 meq HCO₃⁻/l);
- dosering sulfide tot 2 * de stoichiometrische hoeveelheid;
- in onderstaande tabel is per metaal en per normniveau weergegeven welke techniek wordt toegepast.

Tabel 2 Overzicht techniek per metaal per normniveau

metaal	normniveau 1	normniveau 2
Cd	S ²⁻ -prec. + ZF + ionw ²	S ²⁻ -prec. + ZF
Hg	S ²⁻ -prec. + ZF + ionw ²	S ²⁻ -prec. + ZF
Cu	S ²⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Ni	OH ⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Pb	S ²⁻ -prec. + ZF	S ²⁻ -prec.
Zn	S ²⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Cr	OH ⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -coprec.
As	(coprec + Fe) + ZF	(coprec. + Fe)

Opmerking 1: in dit geval (PCF) is zandfiltratie opgenomen in het kostenmodel voor de techniek. Het betreft hier ook een nabehandeling.

Opmerking 2 : ionenwisseling is niet opgenomen in het kostenmodel voor PCF. Bij de voor deze techniek (PCF) berekende kosten (f/m³ of f/kg) dienen de kosten voor ionenwisseling bij normniveau 1 uit de overeenkomstige file te worden opgesteld. Voor influentconcentratie van de ionenwisselingsstap kan in beide gevallen 1 µg/l worden aangehouden.

- bij de afvoer van slib is rekening gehouden met het feit dat bij een bepaald influentgehalte het slib als chemisch afval moet worden beschouwd. Dit is per metaal verschillend.

Chemische reductie

Procesbeschrijving:

Chroom (VI) kan niet door precipitatietechnieken worden verwijderd. Hiertoe dient het chroom eerst te worden gereduceerd tot chroom (III). De techniek moet daarom worden beschouwd als een voorbehandelingstechniek.

Systeembeschrijving:

- neutralisatietank (pH = 2);
- reductietank met dosering natriumbisulfiet.

Overige uitgangspunten:

- reductie bij pH 2;
- dosering natriumbisulfiet: 5 g NaHSO₃ per g chroom
- kosten chemicaliën:
 - f 2,11/kg OH⁻ op basis van natronloog;
 - f 44,00/kg H⁺ op basis van zwavelzuur;
 - f 1,15/kg natriumbisulfiet.
- bij de pH-aanpassingen is rekening gehouden met een bufferend vermogen van het grondwater (10 meq HCO₃/l).

Ionenwisseling

Procesbeschrijving:

Ionenwisseling is de chemische adsorptie door binding van zware metalen aan een kunsthars waarbij eenwaardige ionen worden uitgewisseld (H⁺, Na⁺, OH⁻). Bij verzadiging van het hars dient dit te worden geregenereerd met zuur (HCl). De regeneratiefrequentie is afhankelijk van de vracht.

Systeembeschrijving:

- opvoerpomp;
 - ionenwisselaar, 2 filters in serie;
 - effluentbuffer (schoonwaterbuffer);
 - opslagfaciliteiten voor HCl, regeneraat, waswater en spuiwater;
 - spoelvoorzieningen voor en na regeneratie (spoelpomp);
 - voorzieningen voor regeneratie (zuurpomp, doseertank zuur, transportpomp zuur).
- * De grootte van de ionenwisselaar (2000 l per filter) is in verband met het terugbrengen van de regeneratiefrequentie bij hoge influentgehalten vergroot tot 4000 l.

Overige uitgangspunten:

- het waswater na regeneratie wordt hergebruikt voor het spoelen voorafgaand aan een volgende regeneratie;
- de belading van de ionenwisselaar is gebaseerd op een exponentionele afname van het influentgehalte (zoals bij de algemene uitgangspunten is omschreven);
- verbruiksgegevens:
 - waswater: 3 l/hars;
 - zuur: 140 g HCl/hars.
- kosten zuur:
 - f 0,30/kg HCl.
- kosten overig:
 - afvoer waswater: f 500,-/m³;
 - afvoer zuur: f 500,-/m³;
 - bediening: 1 mensdag/regeneratie.
- capaciteit hars:
 - Cd, Cu, Ni, Pb, Zn: 0.5 mol/l hars (Lewatit TP207)
 - Hg: 0.5 mol/l hars (Lewatit TP214)

Toetsing van het model

Voor een aantal in de praktijk uitgevoerde projecten zijn aan de hand van het model de zuiveringskosten en onttrokken vracht berekend. Deze berekende kosten en vracht zijn vergeleken met de opgegeven kosten. Om een goed vergelijk te kunnen maken is gekeken naar de kosten per gezuiverde kuub en zijn ook de totale kosten van zuivering die gedurende een zuiveringsproject worden gemaakt (projectkosten) gegeven. Voor zover aanwezig zijn in het model de uitgangspunten van de praktijksanering ingevoerd, dat wil zeggen; de saneringsduur; het debiet; de influentconcentratie en de effluenteis.

Tabel 3 Vergelijking tussen berekende en opgegeven kosten en vrijkomende vracht bij grondwaterzuivering.

Project	Veront-reiniging	Techniek	Debiet [m ³ /uur]	Influent [µg/l]	Tijdsduur [weken]	Emissie-eis [µg/l]	Projectkosten [kf]	Kosten [f/m ³]	Vracht [kg]	
Utrecht 1	CKW	LS/AKL	80	7.000	130	-	455	0,26	1.200	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						630	0,37	909	
Utrecht 2	CKW	ZF/LS/AKL	60	15.000	260	-	1.270	0,48	5.000	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						1.650	0,63	2.764	
Utrecht 3	CKW	LS/AKL	15	5.000	156	-	350	0,89	3.500	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						285	0,72	150	
Utrecht 4	CKW	LS/AKL	20	800	156	-	270	0,52	65	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						315	0,60	37	
Tauw 41	Aromaten	LS/BL	40	12.000	82	-	400	0,73	188	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						240	0,44	601	
Tauw 57	Zn en Pb	PCF	10	260.000	40	500	175	2,60	3953	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						280	4,17	2341	
Tauw 8	Cadmium	IW	150	1.200	52	1,5	2.621	2,0	443	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						630	0,50	235	
Tauw 9B	Zink	PCF	15	7.000	182	500	670	1,50	990	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						1.151	2,50	818	
Tauw 43	BTEX	Biologisch	25	2.800	156	2	560	0,85	150	
Model sanering	zelfde gegevens als in de praktijk						680	1,03	192	
Tauw 48	BTEX/HCH	Biologisch	1	325	30 jaar	1	-	1,85	-	
Model Beheersing	BTEX	verder zelfde gegevens als in de praktijk						-	3,40	-
Tauw 4A	BTEX	LS/BL	35	500	8	100	-	0,85	-	
Model Bemaling	zelfde gegevens als in de praktijk						-	1,10	-	

LS: luchtstripper
IW: ionwisselaar

AKL: actieve koolfilter voor luchtbehandeling
PCF: precipitatie, coagulatie/flocculatie

ZF: zandfilter

BL: biologische luchtbehandeling

PAK matig tot sterk verhoogd (400 µg/l)	Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (0,1 µg/l)	1,45	3.700	105.000
normniveau 2 (50 µg/l)	1,45	4.200	105.000

PAK sterk tot zeer sterk verhoogd (4.000 µg/l)	Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (0,1 µg/l)	1,45	365	105.000
normniveau 2 (50 µg/l)	1,45	370	105.000

VOCI matig tot sterk verhoogd (700 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	1,40	2.000	100.000	1,70	2.400	125.000
normniveau 2 (20 µg/l)	0,95	1.400	70.000	1,70	2.500	125.000

VOCI sterk tot zeer sterk verhoogd (7.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	1,95	280	140.000	2,25	320	165.000
normniveau 2 (20 µg/l)	1,95	280	140.000	2,25	320	165.000

Cadmium matig tot sterk verhoogd (100 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,05 µg/l)	3,75	35.000	275.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (5 µg/l)	3,75	40.000	275.000	4,10	43.000	300.000

Cadmium sterk tot zeer sterk verhoogd (1000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,05 µg/l)	3,75	3.800	275.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (5 µg/l)	3,75	3.800	275.000	4,10	4.100	300.000

Chroom matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	4,10	2.050	300.000	3,90	1.950	285.000
normniveau 2 (500 µg/l)	4,10	2.700	300.000	3,50	2.300	255.000

Chroom sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	8,40	420	615.000	4,25	210	310.000
normniveau 2 (500 µg/l)	8,40	430	615.000	3,95	205	290.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via OH-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Koper matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (3 µg/l)	3,75	1.900	275.000	4,10	2.050	300.000
normniveau 2 (300 µg/l)	3,75	2.200	275.000	3,70	2.200	270.000

Koper sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (3 µg/l)	7,05	355	515.000	4,45	225	325.000
normniveau 2 (300 µg/l)	7,05	360	515.000	4,05	205	295.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Taaw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Kwik matig tot sterk verhoogd (20 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	4,25	210.000	310.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	4,25	240.000	310.000	4,10	230.000	300.000

Kwik sterk tot zeer sterk verhoogd (200 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	4,25	21.000	310.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	4,25	21.000	310.000	4,10	21.000	300.000

Nikkel matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	3,75	1.900	275.000	4,10	2.050	300.000
normniveau 2 (500 µg/l)	3,75	2.500	275.000	3,70	2.450	270.000

Nikkel sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	7,20	360	525.000	4,40	220	320.000
normniveau 2 (500 µg/l)	7,20	370	525.000	4,10	210	300.000

* In *Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tawu Milieu* wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via OH⁻-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Lood matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (4 µg/l)	3,75	1.900	275.000	4,10	2.050	300.000
normniveau 2 (400 µg/l)	3,75	2.350	275.000	3,70	2.300	270.000

Lood sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (4 µg/l)	5,95	300	435.000	4,30	215	315.000
normniveau 2 (400 µg/l)	5,95	305	435.000	3,95	205	290.000

* In *Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tawu Milieu* wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²⁻-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Zink matig tot sterk verhoogd (8.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	5,55	695	405.000	3,90	490	285.000
normniveau 2 (500 µg/l)	5,50	730	400.000	3,85	510	280.000

Zink sterk tot zeer sterk verhoogd (80.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	11,10	140	810.000	5,20	65	390.000
normniveau 2 (500 µg/l)	11,10	140	810.000	4,85	80	355.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Arseen matig tot sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	3,90	4.000	290.000
normniveau 2 (200 µg/l)	3,65	4.500	265.000

Arseen sterk tot zeer sterk verhoogd (10.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m ³ gezuiverd	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	4,10	410	300.000
normniveau 2 (200 µg/l)	3,85	390	280.000

In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via coprecipitatie met ijzer, gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

3.2 KOSTEN VAN ZUIVERING VAN WATER DAT WORDT ONTTROKKEN BIJ HET SPOELEN VAN DE BODEM

Minerale olie matig tot sterk verhoogd (6.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Strippen + biologische gaszuivering		Zandfilter en actieve koolfiltratie		Biologische zuivering		
	f / kuub	f / kilo	f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project
normniveau 1 (50 µg/l)	1,10	885	1,05**	855	180.000	1,40	1150	2,40	1.900
normniveau 2 (5.000 µg/l)	0,20	950	0,25	1.100	40.000	0,20	1.000	zuiveringsperiode < 2 maanden	

Minerale olie sterk tot zeer sterk verhoogd (60.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Strippen + biologische gaszuivering		Zandfilter en actieve koolfiltratie		Biologische zuivering		
	f / kuub	f / kilo	f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project
normniveau 1 (50 µg/l)	1,90	215	2,45	285	420.000	1,80	205	2,40	305.000
normniveau 2 (5.000 µg/l)	1,05	135	1,15	145	195.000	1,00	125	0,70	170.000

* Projectkosten betreffen de zuiveringskosten van het water over de gehele duur van het project. In het geval van spoelen van de bodem varieert de zuiveringsstijd tussen enkele weken en twee jaar.
 ** De gearceerde cellen geven de laagste kosten aan.

Aromaten matig tot sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Strippen + biologische gaszuivering		Zandfilter en actieve koolfiltratie		Biologische zuivering		
	f / kuub	f / kilo	f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project
normniveau 1 (2 µg/l)	0,80	6.600	0,75	6.200	130.000	1,05	8.600	1,30	11.000
normniveau 2 (100 µg/l)	0,30	2.900	0,30	2.800	50.000	0,50	4.700	0,35	85.000

Aromaten sterk tot zeer sterk verhoogd (10.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Strippen + biologische gaszuivering		Zandfilter en actieve koolfiltratie		Biologische zuivering		
	f / kuub	f / kilo	f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project
normniveau 1 (2 µg/l)	1,20	1.300	1,05	1.100	180.000	1,15	1.200	1,95	200.000
normniveau 2 (100 µg/l)	0,55	580	0,45	480	75.000	0,80	840	0,85	135.000

PAK matig tot sterk verhoogd (400 µg/l)		Zandfilter en actieve koolfiltratie		
		f / kuub	f / kilo	f / project
normniveau 1	(0,1 µg/l)	1,00	26.000	170.000
normniveau 2	(50 µg/l)	0,40	12.000	65.000

PAK sterk tot zeer sterk verhoogd (4.000 µg/l)		Zandfilter en actieve koolfiltratie		
		f / kuub	f / kilo	f / project
normniveau 1	(0,1 µg/l)	1,05	3.400	180.000
normniveau 2	(50 µg/l)	0,55	1.800	95.000

VOCI matig tot sterk verhoogd (700 µg/l)		Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Zandfilter en actieve koolfiltratie			
		f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	
normniveau 1	(5 µg/l)	0,45	7.000	80.000	0,75	12.000	130.000
normniveau 2	(20 µg/l)	0,30	5.000	55.000	0,60	9.800	105.000

VOCI sterk tot zeer sterk verhoogd (7.000 µg/l)		Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie		Zandfilter en actieve koolfiltratie			
		f / kuub	f / kilo	f / project	f / kilo	f / project	
normniveau 1	(5 µg/l)	0,70	1.300	115.000	1,10	2.000	185.000
normniveau 2	(20 µg/l)	0,60	1.100	105.000	0,95	1.800	165.000

Cadmium matig tot sterk verhoogd (100 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (0,05 µg/l)	2,50	100.000	430.000	normniveau niet haalbaar		
normniveau 2 (5 µg/l)	1,90	86.000	325.000	2,55	110.000	430.000

Cadmium sterk tot zeer sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (0,05 µg/l)	2,50	16.000	430.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (5 µg/l)	2,10	13.000	360.000	2,80	18.000	480.000

- 58 -

Chroom matig - sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (5 µg/l)	2,15	8.000	365.000	2,45	9.100	430.000
normniveau 2 (500 µg/l)	0,95	6.300	165.000	0,95	6.300	165.000

Chroom sterk - zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (5 µg/l)	2,55	1.200	430.000	2,70	1.300	455.000
normniveau 2 (500 µg/l)	1,80	900	310.000	1,40	700	240.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau haalbaar is via OH-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Koper matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *	
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (3 µg/l)	2,80	6.200	440.000	3,30	8.000	565.000
normniveau 2 (300 µg/l)	1,30	4.300	225.000	1,45	4.800	250.000

Koper sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *	
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (3 µg/l)	2,80	975	475.000	3,35	1.200	570.000
normniveau 2 (300 µg/l)	1,95	700	335.000	1,95	700	335.000

* In inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tawu Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Kwik matig tot sterk verhoogd (20 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie	
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	2,90	825.000	495.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	1,45	500.000	250.000	1,65	560.000	280.000

Kwik sterk tot zeer sterk verhoogd (200 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie	
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	2,90	120.000	495.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	1,90	75.000	320.000	2,10	85.000	355.000

Nikkel matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (9 µg/l)	2,55	6.100	435.000	3,30	7.900	560.000
normniveau 2 (500 µg/l)	1,15	4.900	195.000	1,25	5.400	215.000

Nikkel sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (9 µg/l)	2,80	975	475.000	3,30	1.200	565.000
normniveau 2 (500 µg/l)	1,85	665	315.000	1,80	550	310.000

* In inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Taww Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via OH-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Lood matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (4 µg/l)	2,55	6.000	430.000	3,30	8.000	565.000
normniveau 2 (400 µg/l)	1,35	5.000	230.000	1,35	5.000	230.000

Lood sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (4 µg/l)	2,60	910	445	3,35	1.200	570.000
normniveau 2 (400 µg/l)	1,80	650	310.000	1,90	670	320.000

* In inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Taww Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Zink matig tot sterk verhoogd (8.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (9 µg/l)	2,70	1.300	460.000	3,35	1.600	570.000
normniveau 2 (500 µg/l)	2,25	1.200	380	2,20	1.200	375.000

Zink sterk tot zeer sterk verhoogd (80.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (9 µg/l)	4,20	320	710.000	3,35	270	605.000
normniveau 2 (500 µg/l)	3,85	295	655.000	2,60	200	445.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

- 6 -

Arseen matig tot sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (5 µg/l)	3,20	14.000	540.000
normniveau 2 (200 µg/l)	1,40	9.800	235.000

Arseen sterk tot zeer sterk verhoogd (10.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	f / m ³ onttrokken	f / kilo verwijderd	f / project
normniveau 1 (5 µg/l)	3,20	2.200	545.000
normniveau 2 (200 µg/l)	1,90	1.300	320.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via co-precipitatie met ijzer, gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

3.3 KOSTEN VAN ZUIVERING VOOR WATER DAT VRIJKOMT BIJ BEHEERSMAATREGELEN

Minerale olie matig tot sterk verhoogd (6.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Strippen + biologische gaszuivering			Zandfilter en actieve koolfiltratie			Biologische zuivering		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project*	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (50 µg/l)	3,90	655	1.000.000	3,75**	630	985.000	4,50	760	1.200.000	4,50	755	1.200.000
normniveau 2 (5.000 µg/l)	2,95	2.900	770.000	2,55	2.500	670.000	4,50	4.500	1.200.000	2,05	2.000	540.000

Minerale olie sterk tot zeer sterk verhoogd (60.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Strippen + biologische gaszuivering			Zandfilter en actieve koolfiltratie			Biologische zuivering		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (50 µg/l)	8,85	150	2.300.000	5,45	90	1.400.000	7,40	125	1.900.000	4,50	75	1.200.000
normniveau 2 (5.000 µg/l)	7,80	150	2.100.000	4,25	80	1.100.000	7,40	135	1.900.000	3,30	60	860.000

* Projectkosten betreffen de zuiveringskosten van het water over de gehele duur van het project. In dit geval bedraagt de duur 30 jaar.
 ** De gearceerde cellen geven de laagste kosten aan.

Aromaten matig tot sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Strippen + biologische gaszuivering			Zandfilter en actieve koolfiltratie			Biologische zuivering		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (2 µg/l)	3,45	3.500	900.000	3,75	3.700	1.000.000	4,60	4.600	1.200.000	3,30	3.300	870.000
normniveau 2 (100 µg/l)	2,50	2.700	650.000	2,55	2.800	670.000	4,60	5.200	1.200.000	2,05	2.300	540.000

Aromaten sterk tot zeer sterk verhoogd (10.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Strippen + biologische gaszuivering			Zandfilter en actieve koolfiltratie			Biologische zuivering		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (2 µg/l)	5,20	520	1.400.000	4,90	490	1.300.000	6,45	650	1.700.000	4,50	450	1.200.000
normniveau 2 (100 µg/l)	3,75	380	1.000.000	3,15	320	830.000	6,45	670	1.700.000	3,30	330	860.000

PAK matig tot sterk verhoogd (400 µg/l)	Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (0,1 µg/l)	3,75	9.500	1.000.000
normniveau 2 (50 µg/l)	3,75	11.000	1.000.000

PAK sterk tot zeer sterk verhoogd (4.000 µg/l)	Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (0,1 µg/l)	3,75	940	1.000.000
normniveau 2 (50 µg/l)	3,75	960	1.000.000

VOCI matig tot sterk verhoogd (700 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	2,85	4.000	1.000.000	5,60	8.000	1.500.000
normniveau 2 (20 µg/l)	2,45	3.400	650.000	5,60	8.000	1.500.000

VOCI sterk tot zeer sterk verhoogd (7.000 µg/l)	Strippen + gaszuivering via actieve koolfiltratie			Zandfilter en actieve koolfiltratie		
	fl./kuub	fl./kilo	fl./project	fl./kuub	fl./kilo	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	4,00	570	1.000.000	8,20	1.200	2.100.000
normniveau 2 (20 µg/l)	4,00	570	1.000.000	8,20	1.200	2.100.000

Cadmi ium matig tot sterk verhoogd (100 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	
normniveau 1 (0,05 µg/l)	5,35	53.000	1.400.000		normniveau niet haalbaar	fl./project	
normniveau 2 (5 µg/l)	5,35	56.000	1.400.000	6,45	68.000	1.700.000	

Cadmi ium sterk tot zeer sterk verhoogd (1000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	
normniveau 1 (0,05 µg/l)	5,35	5.300	1.400.000		normconcentratie niet haalbaar	fl./project	
normniveau 2 (5 µg/l)	5,35	5.300	1.400.000	6,45	6.500	1.700.000	

Chroom matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	
normniveau 1 (5 µg/l)	5,65	2.800	1.500.000	6,10	3.100	1.600.000	
normniveau 2 (500 µg/l)	5,55	3.700	1.500.000	5,50	3.700	1.400.000	

Chroom sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	
normniveau 1 (5 µg/l)	9,50	475	2.500.000	6,50	325	1.700.000	
normniveau 2 (500 µg/l)	9,50	490	2.500.000	5,95	305	1.600.000	

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via OH⁻-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Koper matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (3 µg/l)	5,25	2.600	1.400.000	6,45	3.200	1.700.000
normniveau 2 (300 µg/l)	5,25	3.100	1.400.000	5,70	3.400	1.500.000

Koper sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (3 µg/l)	7,30	365	1.900.000	6,80	340	1.800.000
normniveau 2 (300 µg/l)	7,25	370	1.900.000	6,00	305	1.600.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Kwik matig tot sterk verhoogd (20 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	5,65	285.000	1.500.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	5,65	315.000	1.500.000	6,40	355.000	1.700.000

Kwik sterk tot zeer sterk verhoogd (200 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (0,02 µg/l)	5,65	28.000	1.500.000	normconcentratie niet haalbaar		
normniveau 2 (2 µg/l)	5,65	29.000	1.500.000	6,45	33.000	1.700.000

Nikkel matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *			
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	5,25	2.800	1.400.000	6,50	3.300	1.700.000		
normniveau 2 (500 µg/l)	5,25	3.500	1.400.000	5,70	3.800	1.500.000		

Nikkel sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *			
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	7,45	375	2.000.000	6,85	340	1.800.000		
normniveau 2 (500 µg/l)	7,40	380	2.000.000	6,05	310	1.800.000		

* In *Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu* wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via OH⁻-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Lood matig tot sterk verhoogd (2.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *			
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./project
normniveau 1 (4 µg/l)	5,25	2.800	1.400.000	6,45	3.200	1.700.000		
normniveau 2 (400 µg/l)	5,25	3.300	1.400.000	5,70	3.600	1.500.000		

Lood sterk tot zeer sterk verhoogd (20.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar				Precipitatie, coagulatie/flocculatie *			
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./project
normniveau 1 (4 µg/l)	5,90	295	1.500.000	6,70	335	1.800.000		
normniveau 2 (400 µg/l)	5,90	300	1.500.000	6,05	310	1.600.000		

* In *Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu* wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²⁻-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Zink matig tot sterk verhoogd (8.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	6,05	755	1.800.000	6,60	825	1.700.000
normniveau 2 (500 µg/l)	6,00	800	1.600.000	5,80	775	1.500.000

Zink sterk tot zeer sterk verhoogd (80.000 µg/l)	Zandfilter en ionenwisselaar			Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (9 µg/l)	13,00	160	3.400.000	7,90	100	2.100.000
normniveau 2 (500 µg/l)	12,95	165	3.400.000	6,85	85	1.800.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via S²-precipitatie gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

Arseen matig tot sterk verhoogd (1.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	6,25	6.300	1.600.000
normniveau 2 (200 µg/l)	5,60	7.000	1.500.000

Arseen sterk tot zeer sterk verhoogd (10.000 µg/l)	Precipitatie, coagulatie/flocculatie *		
	fl./m³ onttrokken	fl./kilo verwijderd	fl./project
normniveau 1 (5 µg/l)	6,35	635	1.700.000
normniveau 2 (200 µg/l)	5,80	590	1.500.000

* In Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu wordt aangegeven dat normniveau 1 haalbaar is via coprecipitatie met ijzer gevolgd door coagulatie/flocculatie en zandfiltratie. Dit is gebaseerd op laboratoriumonderzoek, in de praktijk is dit echter nog niet aangetoond.

BEMALEN

Uit het kostenmodel volgt dat bij bemaling gedurende 2 maanden en een debiet van 50 kuub per uur organische verontreinigingen de kosten voor zuiveren tot normniveau 2 liggen tussen 0,75 en 1,5 gulden per kuub voor matig tot sterk verhoogde concentraties en tussen 1 en 2,5 gulden per kuub voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties. Voor zware metalen is dat respectievelijk tussen 3,5 en 5 gulden per kuub en tussen 4 en 5 gulden per kuub.

Om in te schatten welk kosteneffect zuiveren tot de streefwaarde heeft op de in de praktijk gemaakte kosten wordt hieronder aan de hand van veel in de praktijk voorkomende combinaties van verontreinigingen de kostenverhoging doorgerekend. Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- combinatie van verontreinigingen
- 1) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de verontreiniging die het moeilijkst is te verwijderen is kostenbepalend.
 - 2) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de kostprijs is het gemiddelde van de kosten van zuivering voor alle verontreinigingen binnen de groep.

verontreiniging	aandeel verontreiniging [%]	concentratie [zie bijlage 5]	aandeel concentratie	technieken norm 2	technieken norm 1	kostenindex norm 2	kostenindex norm 1	totaal aandeel bemaling	aandeel kosten verhoging [%]
mo en btx	40	mv tot sv sv tot zsv	55 45	sak owa + zf + ak	zf + ak owa + zf + ak	100 100	120 100	0,22 0,18	4,4 0
mo, btx en pak	20	mv tot sv sv tot zsv	60 40	zf + ak owa + zf + ak	zf + ak owa + zf + ak	100 100	100 100	0,12 0,08	0 0
kws en zware metalen	15	mv tot sv sv tot zsv	65 35	pcf + ak/s pcf + ak/s	zf + iw + ak zf + iw + ak	100 100	115 110	0,10 0,05	1,5 0,5
vluchtige kws	10	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	sak owa + sak	sak owa + sak	100 100	135 125	0,06 0,04	2,1 1
kws en cyanide	10	mv tot sv sv tot zsv	60 40	pcf + co + ak pcf + co + ak	n.b. n.b.	100 100	n.b. n.b.	- -	n.b. n.b.
niet vluchtige kws en ckw	5	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	zf + ak zf + ak	zf + ak zf + ak	100 100	100 100	0,03 0,02	0 0
totaal								0,90	9,5

* Afkortingen worden aan het einde van de bijlage verklaard

** De extra verwijderde vracht is het verschil in vracht die wordt verwijderd bij zuiveren tot norm 1 en zuiveren tot norm 2. De extra verwijderde vracht is daarom onafhankelijk van de influentconcentratie. De aangegeven hoeveelheden gelden per bemaling.

De kosten van zuiveren nemen met gemiddeld 10 procent toe. Dit geldt voor 90 procent van de verontreinigingen.

SPOELEN

Uit het kostenmodel volgt dat voor waterzuivering bij spoelen gedurende 2 jaar en 10 kuub per uur voor organische verontreinigingen de kosten voor zuiveren tot normniveau 2 liggen tussen 0,5 en 1 gulden per kuub voor matig tot sterk verhoogde concentraties en tussen 0,75 en 1,5 gulden per kuub voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties. Voor zware metalen is dat respectievelijk tussen 2 en 3 gulden per kuub en tussen 3 en 4 gulden per kuub.

Om in te schatten welk kosteneffect zuiveren tot de streefwaarde heeft op de in de praktijk gemaakte kosten wordt hieronder ingeschat welke kostenverhoging optreedt voor veel in de praktijk voorkomende combinaties van verontreinigingen. Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- combinatie van verontreinigingen
- 1) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de scherpste norm bepaald de standtijd van de zuivering, de verontreiniging die het moeilijkst is te verwijderen is bepalend voor de dimensionering.
 - 2) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de kostprijs is het gemiddelde van de kosten van zuivering voor alle verontreinigingen binnen een groep.

verontreiniging	aandeel verontreiniging [%]	concentratie [zie bijlage 5]	aandeel concentratie	technieken norm 2	technieken norm 1	kostenindex norm 2	kostenindex norm 1	totaal aandeel sanering	aandeel kostenverhoging [%]
mo' en biex	40	mv tot sv sv tot zsv	55 45	bio bio	zf + ak owa + zf + ak	100 100	400 210	0,22 0,18	66 20
mo, biex en pak	20	mv tot sv sv tot zsv	60 40	zf + ak owa + zf + ak	zf + ak owa + zf + ak	100 100	255 210	0,12 0,08	18,5 9
kws en zware metalen	15	mv tot sv sv tot zsv	65 35	pcf + zf + ak/s pcf + zf + ak/s	pcf/w + zf + ak pcf/w + zf + ak	100 100	190 170	0,10 0,05	9 3,5
vluchtige kws	10	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	sak sak	sak sak	100 100	260 175	0,06 0,04	9,5 3
kws en cyanide	10	mv tot sv sv tot zsv	60 40	pcf + co + ak pcf + co + ak	n.b. n.b.	- -	n.b. n.b.	- -	n.b. n.b.
niet vluchtige kws en ckw	5	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	zf + ak owa + zf + ak	zf + ak owa + zf + ak	100 100	230 190	0,03 0,02	4 2
totaal								0,90	144,5

* Afkortingen worden aan het eind van deze bijlage verklaard

** De extra verwijderde vracht is het verschil in vracht die wordt verwijderd bij zuiveren tot norm 1 en zuiveren tot norm 2. Omdat de standtijd van de zuiveringsinstallatie afhankelijk is van de influentconcentratie is de extra verwijderde vracht hier ook van afhankelijk. De aangegeven hoeveelheden gelden per sanering.

De kosten van zuivering van water dat vrijkomt bij spoelen van de bodem nemen toe met gemiddeld 165 procent. Dit geldt voor 90 procent van de verontreinigingen.

BEHEERSING

Uit het kostenmodel volgt dat voor waterzuivering bij beheersing gedurende 30 jaar en een debiet van 1 kuub per uur de zuiveringskosten voor organische verontreinigingen liggen tussen 1,5 en 3,5 gulden per kuub voor matig tot sterk verhoogde concentraties en tussen 2,5 en 4 gulden per kuub voor sterk tot zeer sterk verhoogde concentraties. Voor zware metalen is dit respectievelijk tussen 5 en 6 gulden per kuub en tussen 5,5 en 7 gulden per kuub.

Om in te schatten welk kosteneffect zuiveren tot de streefwaarde heeft op de in de praktijk gemaakte kosten wordt hieronder ingeschat welke kostenverhoging optreedt voor veel in de praktijk voorkomende combinaties van verontreinigingen. Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd;

- combinatie van verontreinigingen
- 1) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de verontreiniging die het moeilijkst is te verwijderen is bepalend voor de dimensionering.
 - 2) goedkoopste techniek waarmee voor alle verontreinigingen de norm gehaald wordt, de kostprijs is het gemiddelde van de kosten van zuivering voor alle verontreinigingen binnen een groep.

verontreiniging	aandeel verontreiniging [%]	concentratie [zie bijlage 5]	aandeel concentratie [%]	technieken norm 2	technieken norm 1	kostenindex norm 2	kostenindex norm 1	totaal aandeel beheersing	aandeel kostenverhoging [%]
mo* en biex	40	mv tot sv sv tot zsv	55 45	biologisch biologisch	biologisch biologisch	100 100	220 135	0,22 0,18	26,4 6,3
mo, biex en pak	20	mv tot sv sv tot zsv	60 40	zf + ak bio + zf + ak	zf + ak zf + ak	100 100	100 105	0,12 0,08	0 0,4
kws en zware metalen	15	mv tot sv sv tot zsv	65 35	pcf/iw + bio/ak pcf/iw + bio/ak	zf + iw + bio/ak zf + iw + bio/ak	100 100	115 115	0,10 0,05	1,5 0,8
Vluchtige kws	10	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	sak sak	sak sak	100 100	140 130	0,06 0,04	2,4 1,2
kws en cyanide	10	mv tot sv sv tot zsv	60 40	pcf + co + ak pcf + co + ak	? ?	- -	n.b. n.b.	- -	n.b. n.b.
niet vluchtige kws en ckw	5	mv tot zsv sv tot zsv	60 40	zf + ak zf + ak	zf + ak zf + ak	100 100	100 100	0,03 0,02	0 0
totaal								0,90	39

* Afkortingen worden aan het eind van deze bijlage verklaard

** De extra verwijderde vracht is het verschil in vracht die wordt verwijderd bij zuiveren tot norm 1 en zuiveren tot norm 2. Omdat de standtijd van de zuiveringsinstallatie afhankelijk is van de influentconcentratie is de extra verwijderde vracht hier ook van afhankelijk. De aangegeven hoeveelheden gelden per sanering.

De kosten van zuivering van water dat vrijkomt bij beheersing nemen toe met gemiddeld 45 procent. Dit geldt voor 90 procent van de verontreinigingen.

BIJLAGE 5

CONCENTRATIERANGES VAN VERONTREINIGINGEN

		CUWVO		Tauw (na 1989)		Totaal	
		aantal	(%)	aantal	(%)	aantal	(%)
Minerale olie							
Matig verhoogd	(< 6.000)	5	(23)	6	(50)	11	(32)
Sterk verhoogd	(6.000 - 60.000)	12	(55)	4	(33)	16	(47)
Zeer sterk verhoogd	(> 60.000)	5	(23)	2	(17)	7	(21)
BTEX							
Matig verhoogd	(< 1.000)	9	(31)	5	(38)	14	(33)
Sterk verhoogd	(1.000 - 10.000)	17	(59)	6	(46)	23	(55)
Zeer sterk verhoogd	(> 10.000)	3	(10)	2	(15)	5	(12)
PAK							
Matig verhoogd	(< 400)	4	(31)	4	(50)	8	(38)
Sterk verhoogd	(400 - 4.000)	6	(46)	2	(25)	8	(38)
Zeer sterk verhoogd	(> 4.000)	3	(23)	2	(25)	5	(24)
Cyanide							
Matig verhoogd	(< 2.000)	9		-		9	(36)
Sterk verhoogd	(2.000 - 20.000)	12		-		12	(48)
Zeer sterk verhoogd	(> 20.000)	4		-		4	(16)
VOX (allfaten)							
Matig verhoogd	(< 500)	13	(46)	1	(17)	14	(41)
Sterk verhoogd	(500 - 5.000)	9	(32)	2	(33)	11	(32)
Zeer sterk verhoogd	(> 5.000)	6	(21)	3	(50)	9	(26)
Chroom							
Matig verhoogd	(< 2.000)	2	(29)	1	(100)	3	(38)
Sterk verhoogd	(2.000 - 20.000)	5	(71)	-	(0)	5	(62)
Zeer sterk verhoogd	(> 20.000)	-	(0)	-	(0)	-	(0)
Nikkel							
Matig verhoogd	(< 2.000)	1	(14)	4	(100)	5	(45)
Sterk verhoogd	(2.000 - 20.000)	6	(86)	-	(0)	6	(55)
Zeer sterk verhoogd	(> 20.000)	-	(0)	-	(0)	-	(0)
Koper							
Matig verhoogd	(< 2.000)	5		-		5	(71)
Sterk verhoogd	(2.000 - 20.000)	2		-		2	(29)
Zeer sterk verhoogd	(> 20.000)	-		-		-	(0)
Zink							
Matig verhoogd	(< 8.000)	7	(41)	3	(75)	10	(48)
Sterk verhoogd	(8.000 - 80.000)	3	(18)	-	(0)	3	(14)
Zeer sterk verhoogd	(> 80.000)	7	(41)	1	(25)	8	(38)
Cadmium							
Matig verhoogd	(< 100)	3	(38)	2	(50)	5	(42)
Sterk verhoogd	(100 - 1.000)	3	(38)	2	(50)	5	(42)
Zeer sterk verhoogd	(> 1.000)	2	(25)	-	(0)	2	(16)

		CUWVO		Tauw (na 1989)		Totaal	
		aantal	(%)	aantal	(%)	aantal	(%)
Lood							
Matig verhoogd	(< 2.000)	7	(70)	-	(0)	7	(64)
Sterk verhoogd	(2.000 - 20.000)	2	(20)	1	(100)	3	(27)
Zeer sterk verhoogd	(> 20.000)	1	(10)	-	(0)	1	(9)
Totaal		173		53		226	

Uit: Afvalwaterproblematiek bij bodemsanering (1989), CUWVO-werkgroep VI.
 Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken (1994), Tauw Milieu bv.

APPENDIX

- I VOOR- EN NABEHANDELING VAN GRONDWATER**
- II ACTIEVE KOOLFILTRATIE**
- III BIOLOGISCHE ZUIVERING**
- IV CHEMISCHE OXYDATIE**
- V PRECIPITATIE**
- VI COAGULATIE/FLOCCULATIE**
- VII IONENWISSELING**
- VIII OMGEKEERDE OSMOSE**
- IX LUCHTSTRIPPEN**
- X SEDIMENTATIE**

I VOOR- EN NABEHANDELING VAN GRONDWATER

1 EGALISATIE (buffering)

Egalisering wordt toegepast wanneer wordt verwacht dat er problemen kunnen optreden met het debiet of concentratiefluctuaties. Egalisatie is met name bij bemaling relevant vanwege de vaak wisselende debieten en concentraties. Door het inbouwen van een buffertank kunnen fluctuaties worden opgevangen waardoor de dimensionering van de hoofdbehandeling kan worden geoptimaliseerd. Wanneer de concentratie dient te worden geëgaliseerd moet de menging in de buffer voldoende te zijn.

Voordelen van egalisatie zijn;

- Biologische zuivering wordt verbeterd omdat piekbelasting wordt voorkomen, eventuele toxische componenten worden verdund en de pH wordt gestabiliseerd.
- Bij toevoer van chemicaliën bij precipitatie, coagulatie/flocculatie hoeft minder rekening te worden gehouden met piekbelasting waardoor bespaard kan worden op chemicaliënkosten. Daarnaast wordt de betrouwbaarheid van het proces vergroot.
- In het algemeen geldt dat piekbelasting wordt verminderd waardoor het rendement van de installatie wordt vergroot.

Eventueel kan de buffertank eveneens worden toegepast als bezinktank.

2 OLIEAFSCHEIDING

Wanneer organische verontreinigingen in hogere concentraties aanwezig zijn dan oplosbaar in water kan een drijfslag worden gevormd. Het verwijderen van deze drijfslag kan relatief eenvoudig en goedkoop plaatsvinden met behulp van olie/water-scheiders. Olieafscheiders worden daarom bij ongeveer de helft van de grondwaterzuiveringen ingezet. Er bestaat een groot aantal verschillende technieken om drijfslagen te verwijderen. De meeste olieafscheiders die bij zuivering van grondwater worden toegepast voldoen aan de DIN-norm. Met dit type olie/water-scheiders kunnen oliedruppels tot 200 µm worden afgevangen.

Wanneer naast olie slecht in water oplosbare verontreinigingen aanwezig zijn, zullen deze met voorkeur oplossen in de oliefase. Naast de afscheiding van olie worden hierdoor ook stoffen als polycyclische koolwaterstoffen en PCB's worden verwijderd.

De belangrijkste olie/water-scheiders worden hieronder kort beschreven.

Skimmers

Skimmers worden toegepast wanneer een drijvende olielaag moet worden verwijderd. De olie wordt door deze te adsorberen aan een band, slang of plaat 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. Afhankelijk van de uitvoering kan de prijs variëren van circa f 3.000,= tot meer dan f 10.000,=.

Zwaartekrachtafscheiders

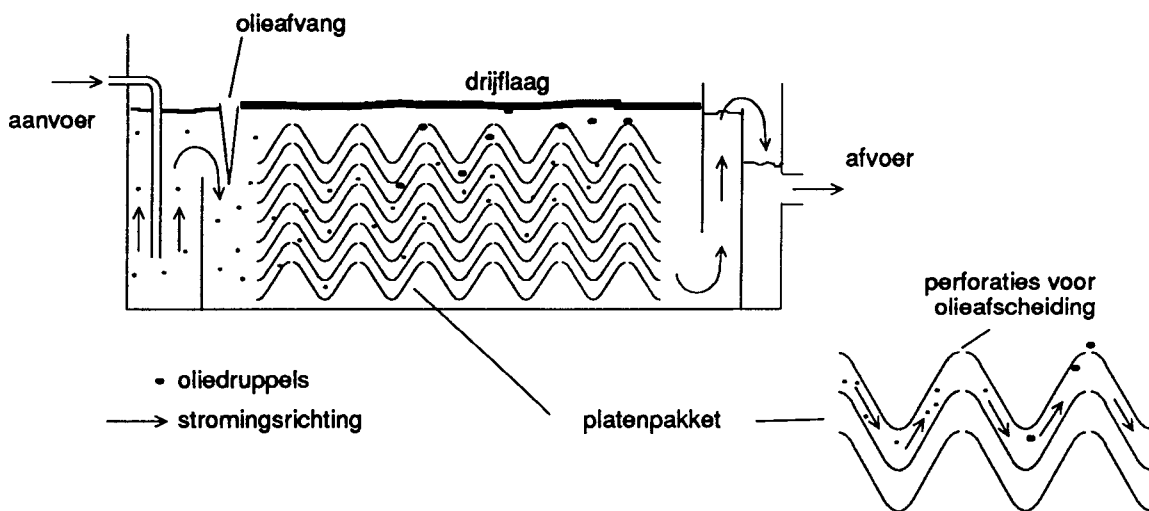
Zwaartekracht- of gravitatieseparatoren maken gebruik van het verschil in soortelijke gewicht van tussen in grondwater gedispergeerde oliedruppeltjes en het grondwater. Het scheidingsrendement van een gravitatieseparator wordt in belangrijke mate bepaald door het scheidingsoppervlak (F) en de doorzet (Q). Deeltjes met een stijgsnelheid groter of gelijk aan de oppervlaktebelasting (Q/F) worden volledig afgescheiden. 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 platenseparatoren vindt dit plaats door meerdere platen aan te brengen in de afscheidingsruimte. Het rendement van platenseparatoren wordt daarnaast 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 hiervan groter is. Kosten van gravitatiescheiders bedragen circa f 3.000,= tot f 8.000,= voor een eenvoudige gravitatiescheider bij een debiet van 5 m³/uur en circa f 5.000,= tot f 100.000,= voor een platenseparator bij debieten van 1 tot 50 m³/uur. Met een eenvoudige afscheider is een effluentkwaliteit van 100 à 200 mg/l haalbaar. Met platenseparatoren zijn concentraties tot 20 mg/l haalbaar.

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, zie figuur 1.1. Doordat de vloeistof langs het contactoppervlak stroomt zullen kleine druppeltjes tegen dit oppervlak en tegen elkaar botsen en kunnen vervolgens samenvloeien tot grotere druppels. Kosten van coalescentiefilters bedragen f 10.000,= bij een debiet van 1 m³/uur tot f 150.000,= bij een debiet van 50 m³/uur. Indien het grondwater geen stabiele emulsies bevat zijn concentraties lager dan 20 mg/l haalbaar.



Figuur 1.1 Schematische weergave en werkingsprincipe van een coalescentiefilter [bron: Iwaco]

3 ZANDFILTRATIE

Met behulp van een zandfilter kunnen zwevende deeltjes uit het grondwater worden verwijderd tot circa 2-5 mg/l. Dit kan voorafgaand gebeuren bij verwijdering van ijzerdeeltjes om verstopping van striptorens of actieve kool filter te voorkomen, vooral belangrijk om de koolfilters te beschermen tegen dichtslaan en overbelasting. Daarnaast kan zandfiltratie ook worden toegepast als nazuiveringsstap van zwevende deeltjes en uitgespoelde ijzervlokken in een installatie met precipitatie, coagulatie, flocculatie en bezinking.

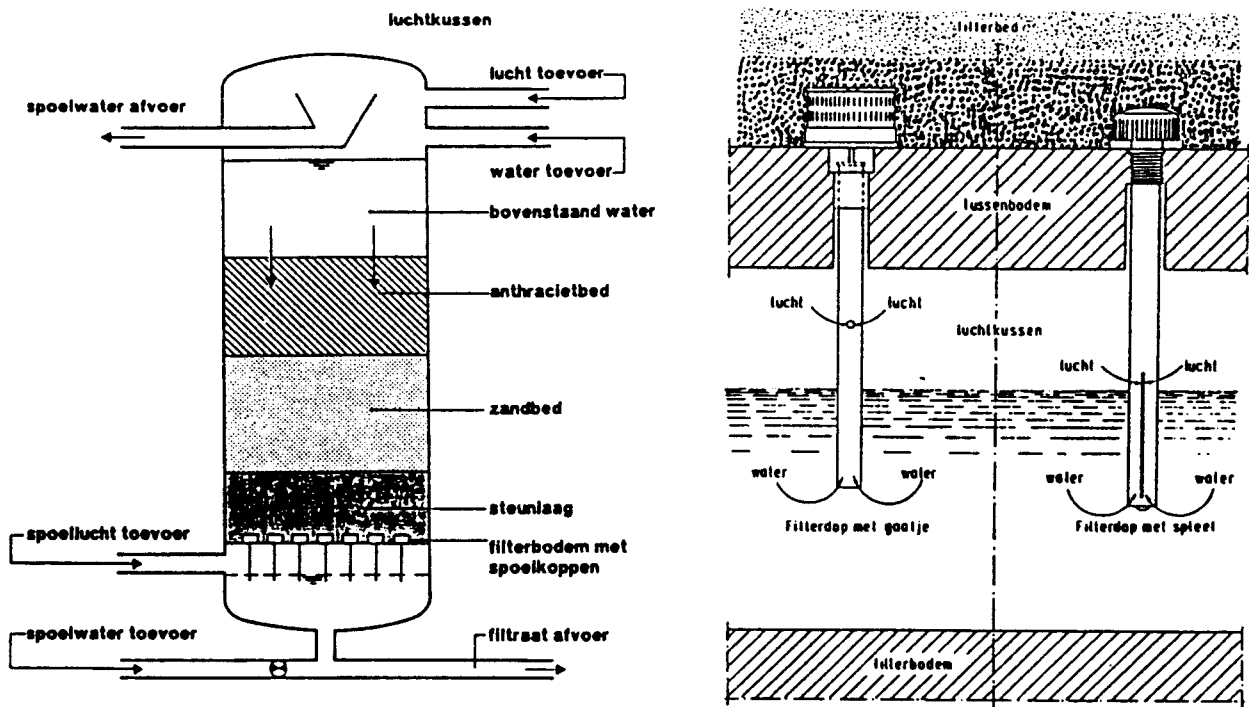
Wanneer zandfilters worden toegepast voor het verwijderen van ijzer dient hier een beluchtingsstap (oxydatie van Fe²⁺ naar Fe³⁺) aan vooraf te gaan. Bij concentraties aan ijzer groter dan 15 mg/l kan in plaats van zandfiltratie beter gebruik worden gemaakt van precipitatie gevolgd door bezinking of flotatie.

Wanneer de weerstand van het bed te hoog is geworden door dichtslibben met deeltjes, worden de verontreinigingen door terugspoelen uit het vervuilde filterbed verwijderd. Het terugspoelen vindt in tegenstroom plaats met afwisselend lucht en water. Door de opwaartse stroming worden de verontreinigingen van de zandkorrels losgeschuurd. Het verontreinigde spoelwater wordt opgevangen en wordt na bezinking vaak weer over het filter geleid. Bij een te hoge concentratie aan verontreinigingen dient het spoelwater verwerkt te worden.

Bij gebruik van een zandfilter moeten keuzen worden gemaakt ten aanzien van de volgende aspecten:

- **eenlaags- of meerlaagsfiltermedium**, bij een meerlaags (multi-media) filter is boven het filterzand een laag grover materiaal met een laag soortelijk gewicht aanwezig. Deze laag is in staat een relatief grote hoeveelheid zwevend stof op te nemen. Het zand zorgt voor de verwijdering van de fijnere deeltjes. Hierdoor is tweelaagsfiltratie vooral aantrekkelijk wanneer relatief veel zwevend materiaal moet worden verwijderd of wanneer lange filterlooptijden wenselijk zijn. Nadelen zijn de hogere kosten van het filtermateriaal en een meer kritische terugspoeling.
- **één of meerder filter-eenheden**, Door toepassing van meerdere filters is het mogelijk een continue bedrijfsvoering te krijgen, ook wanneer een filter moet worden teruggespoeld. Wanneer een ononderbroken procesgang noodzakelijk is kan het zinvol zijn de capaciteit te verdelen over meerder eenheden. Als bedrijfsonderbrekingen voor terugspoelen acceptabel zijn, biedt reservestelling in de vorm van meerder filters echter geen grote voordelen.
- **automatische of handbediende terugspoeling**, automatische terugspoeling is voordelig bij installaties die langere tijd zonder toezicht moeten functioneren, of waarbij zodanig frequent moet worden gespoeld dat handbediening niet doelmatig is. Automatische spoeling vergt een regelsysteem met sturing van diverse kleppen en pompen. Ook de aan- en afvoer van het spoelwater moet automatisch kunnen plaatsvinden.

In figuur 1.2 is een schematische weergave van een zandfilter met terugspoelkoppen weergegeven.



Figuur 1.2 Schematische weergave van een multi-media filter en filterbodem met spoelkoppen [bron: Iwaco]

Zand- of multimediafilters zijn redelijk bedrijfszeker en kunnen als compacte installatie worden aangeleverd. Zandfiltratie werkt optimaal wanneer de verontreinigingen in grote vlokken aanwezig zijn. Met name bij sulfideprecipitatie vormt de vlokvorming een probleem waardoor een zandfilter vroegtijdig kan doorslaan en de looptijd sterk wordt verkort. Voor verder gaande zuivering kan in

deze gevallen beter gebruik worden gemaakt van flotatie of membraanfiltratie.

Wanneer het filter verstopt raakt door hoge concentraties zwevend stof in het grondwater kan door overdruk voorkeurstroming optreden. Hierdoor kan eveneens doorslag van het filter optreden.

Het energieverbruik van een zandfilter ligt op circa 1 kWh/m³ gezuiverd grondwater. Daarnaast zal periodiek energie worden verbruikt voor de terugspoelpomp en de blower.

Kosten van inzet van een zandfilter zijn sterk afhankelijk van debiet en concentratie zwevende delen. Een zandfilter voor een grondwaterzuivering met een debiet van 10 m³/uur kost circa f 0,50 tot f 0,80 per m³.

4 GEBRUIKTE LITERATUUR

- IWACO (1990). Cursus grondwaterzuiveringstechnieken
- Jong P de (1990) Onderzoek grondwaterreiniging TOP Leeuwarden, DBW/RIZA nota 90.025
- Metcalf & Eddy, Inc. (1991) Wastewater engineering. McGraw-Hill, New York.
- Tebodin (1984) Behandeling van oliehoudend afvalwater.

II **ACTIEVE KOOLFILTRATIE**

1 **SOORT TECHNIEK**

De werking van een actieve kool filter 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 2000 m² per gram.

2 **PRINCIPE VAN DE TECHNIEK**

2.1 **Vooronderzoek**

Het is belangrijk om het grondwater op de volgende punten te controleren:

- Onopgeloste deeltjes: veroorzaken een snelle verstopping van het koolfilter. Naast zand en humusdeeltjes dient ook het ijzer- en kalkgehalte van het grondwater onderzocht te worden. Door uitvlokking van deze metaalionen kan verstopping optreden.
- Nevenverontreinigingen: voornamelijk olieachtige stoffen en humuszuren kunnen de actieve kool vergifigen (deactiveren).
- (Neven-)verontreinigingen die de verwijdering van de hoofdverontreiniging belemmeren, omdat ze de geabsorbeerde hoofdverontreiniging verdringen van het oppervlak van de actieve kool.
- De pH kan de adsorptie van ioniseerbare verontreinigingen beïnvloeden, zie paragraaf 2.3.

2.2 **Voorbehandeling**

Gezien het bovenstaande dienen gesuspendeerde deeltjes verwijderd te worden. Toegepaste technieken hiervoor zijn (zand)filtratie en bezinking. Olieachtige verontreinigingen kunnen met een olieafscheider verwijderd worden.

2.3 **Behandeling**

De mate van adsorptie van een verontreiniging hangt zowel af van de fysisch/chemische eigenschappen van de te adsorberen verontreiniging als van de eigenschappen van de actieve kool. De volgende eigenschappen zijn bepalend voor de werking van het actieve kool filter:

- De polariteit van de te adsorberen verontreiniging, waarbij een toenemende polariteit de adsorptie aan het koolstof-oppervlak doet afnemen. De pH van het grondwater speelt voor de adsorptie van ioniseerbare verontreinigingen (zoals organische basen en zuren) een belangrijke rol, omdat de ionisatiegraad van zo'n verontreiniging afhangt van de pH. Een zwak organisch zuur zal in een sterk zuur milieu weinig geïoniseerd zijn en goed adsorberen. Door toename van de pH wordt het molecuul deels geïoniseerd waardoor de polariteit verhoogd wordt en de adsorptie van de verontreiniging afneemt.
- De moleculegrootte van de verontreiniging. Bij toenemende grootte van de moleculen neemt de adsorptie toe, sterk vertakte moleculen adsorberen eveneens beter. Ook de aanwezigheid van gesubstitueerde groepen in het molecuul kan de polariteit van de verontreiniging beïnvloeden.
- Bij toenemende vluchtigheid van een verontreiniging neemt de adsorptie af.
- De tijd die verstrijkt voordat een evenwichtstoestand wordt bereikt. Dit is van belang voor de berekening van de verblijftijd van het grondwater in het filter. De optimale contacttijd bedraagt circa 15 minuten.
- Om te voorkomen dat door schommelingen in de samenstelling van het effluent bij lage influentconcentraties desorptie optreedt en bij piekconcentraties onvolledige adsorptie plaatsvindt, wordt in de regel van een bufferbassin gebruik gemaakt. Gedurende de sanering neemt de concentratie van de verontreiniging in het influent veelal af, hierdoor is het mogelijk dat geadsorbeerde verontreiniging weer in het grondwater oplossen.

De grens tussen beladen en niet beladen kool wordt front genoemd. Dit front zal in de loop van de sanering steeds verder naar het eind van het koolfilter verschuiven. Wanneer het front het einde van het koolfilter bereikt heeft wordt dit "doorbraak (of doorslag) van het filter" genoemd. Deze doorbraak kenmerkt zich door een plotselinge stijging van de concentratie van de verontreiniging in het effluent. Actieve koolfilters die worden ingezet voor het zuiveren van water vertonen een minder scherp front dan die worden gebruikt voor het zuiveren van lucht. De beladingsgraad van actieve kool bij waterzuivering is daarom lager dan bij luchtzuivering.

- De beladingsgraad van het filter. Er bestaan verschillende empirische formules om de adsorptie in een evenwichtstoestand te beschrijven. De bekendste en in de praktijk meeste gehanteerde van deze relaties is de Freundlich-isotherm.

$$x/m = K \cdot c^{1/n}$$

1

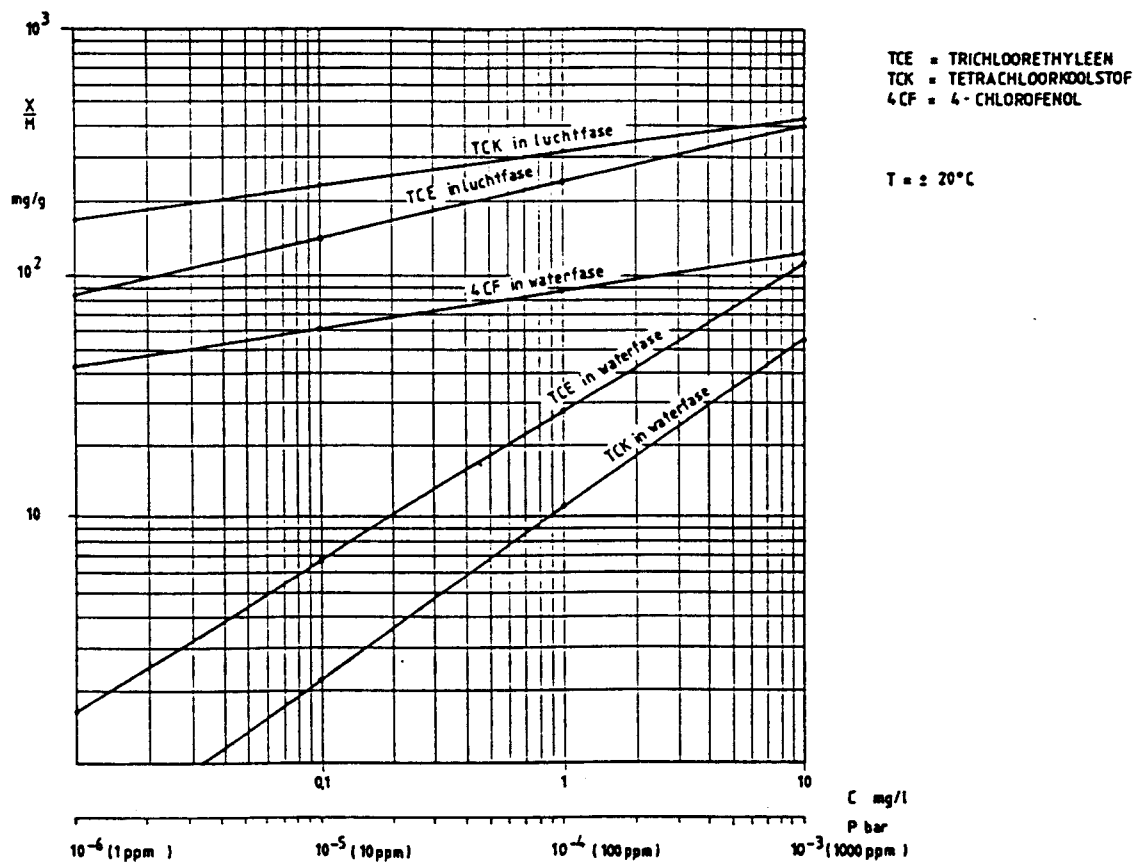
x = hoeveelheid geadsorbeerde verontreiniging in kg.

m = massa adsorbens in kg. (x/m wordt de belading genoemd)

c = concentratie van de verontreiniging in het grondwater.

K en n zijn empirische constanten, waarbij 1/n een waarde heeft tussen 0 en 1. Zowel c als x hebben betrekking op een evenwichtstoestand.

In figuur II.1 staan een aantal adsorptie-isothermen weergegeven voor zuivering van de water- en de luchtfase.



Figuur II.1 Adsorptie-isothermen van enkele stoffen bij adsorptie aan actieve kool in de water- en luchtfase [bron: IWACO].

Er bestaan twee werkwijzen om het grondwater in contact te brengen met het adsorbens. Bij de eerste methode wordt het adsorbens, actieve kool in poedervorm met een korrelgrootte van 50 tot 70 µm, gedurende enige tijd gemengd met het grondwater, gevolgd door afscheiding van het beladen adsorbens met coagulatie/flocculatie of sedimentatie. Deze werkwijze wordt vooral toegepast bij kleine, veelal specifieke grondwaterstromen. In de meeste gevallen wordt het grondwater echter door middel van een bed van granulaire adsorptiemateriaal gevoerd, met een korrelgrootte van 1 tot 3 millimeter.

Uitvoeringsvormen van actieve koolfiltratie zijn:

Vast bed

Door een gepakte kolom van adsorberend materiaal wordt in neer- of opwaartse richting grondwater geleid. Door serieschakeling van enkele kolommen kan de eerste kolom maximaal beladen worden, waarna de eerste kolom afgeschakeld wordt en vervangen wordt door de tweede enzovoorts. Na de laatste kolom komt dan een filter met verse actieve kool.

Fluide bed

Het grondwater wordt in opwaartse richting door een kolom gevoerd, waarin adsorberend granulaat door de zwaartekracht naar de bodem wil zinken. Er ontstaat een dynamisch evenwicht tussen de opwaartse kracht van het stromende water en de gravitatiekracht, waardoor het bed ruimtelijk gezien op zijn plaats blijft. Door continue afvoer van beladen adsorbens aan de onderzijde van de kolom en toevoer van nieuwe actieve kool aan de bovenzijde wordt een constant effluent kwaliteit gewaarborgd. Voordeel van deze werkwijze is dat het een continu proces is. Nadeel is dat door het voortdurend mengen de belading overal in het bed gelijk is waardoor de effluentconcentratie hoger is dan bij een vast bed met eenzelfde "gemiddelde" belading. Om een gelijk effluent te krijgen zal er meer actieve kool nodig zijn dan bij een vast bed.

Pulserend bed

Bij deze techniek wordt de watertoevoer periodiek onderbroken. Verzadigd adsorbens wordt tijdens zo'n pauze, meestal handmatig, afgevoerd en vervangen door verse actieve kool, waardoor doorslag van de kolom wordt voorkomen. Het voordeel ten opzichte van één vast bed is de gemiddeld hogere beladingsgraad van het verwijderde kool.

2.4 Nabehandeling

Koolfiltratie wordt zowel als hoofdtechniek als nageschakelde techniek gebruikt. In het algemeen zijn de behaalde concentraties in het effluent zo laag dat verdere nabehandeling van het grondwater niet nodig is.

Er bestaan mogelijkheden voor regeneratie, dat wil zeggen de beladen kool ontdoen van verontreinigingen en geschikt maken voor hergebruik, van verbruikte actieve kool. NORIT heeft een recycling service opgezet voor de regeneratie van actieve kool. De actieve kool wordt middels drogen, pyrolyse van geadsorbeerde stoffen en gecontroleerde oxydatie van verontreinigingen ontdaan en gereactiveerd. Reactiveren kost energie maar het aanmaken van nieuwe actieve kool is energetisch gezien ongunstiger. Voor de inname van actieve kool bij grondwater zijn de acceptatie-criteria die gelden voor zware metalen van belang. Actieve kool beladen met lood-, arseen of kwik(-verbindingen) kan niet worden behandeld. Voor extraheerbare metalen gelden de volgende restricties; zink tot 0,07 gewichtsprocent; koper en chroom tot 0,1; chroom (VI) en cadmium tot 25 ppm. Vanwege de hoge kosten wordt regeneratie van kool in de praktijk zelden toegepast.

2.5 Kritische punten

Bij koolfilters die geruime tijd in gebruik zijn kan groei van micro-organismen optreden. Dit heeft een positieve bijdrage tot gevolg voor de verwijdering van biologisch afbreekbare verontreinigingen, maar belemmert de adsorptie aan het kooloppervlak. Verontreinigingen die niet afbreekbaar zijn worden hierdoor met een lager rendement verwijderd. Tevens vergroten de aangroeiingen de weerstand die het water ondervindt, waardoor een hoger pompvermogen nodig is.

Door de schurende werking van het langsstromende water slijten de korrels actieve kool. Beladen kool komt hierdoor in het effluent terecht indien geen maatregelen worden genomen om dit te voorkomen.

Vaak wordt bij een koolfilter met vast bed terugspoeling gebruikt om de kooldeeltjes van ijzer- en kalkneerslag te ontdoen. Door de neerslagvorming wordt namelijk het effectief adsorberend oppervlak verkleind. Bij het terugspoelen moet met classificatie van het koolgranulaat rekening worden gehouden. Door het terugspoelen worden de deeltjes in beweging gebracht, na afloop zullen de zwaarste deeltjes het eerst bezinken. Het oorspronkelijk aanwezige beladingsfront zal verdwenen zijn en het tijdstip van doorbraak van het koolfilter wordt onvoorspelbaar. Het verdient dan ook

aanbeveling om een nieuw in gebruik te nemen koolfilter met vast bed eerst terug te spoelen, zodat de classificatie reeds opgetreden is. Hierdoor zal het beladingsfront bij hernieuwd terugspoelen veel minder van plaats veranderen.

Aan het materiaal waaruit het vat is gemaakt dient de nodige aandacht te worden geschonken. Koolstofstaal bijvoorbeeld wordt sterk aangetast wanneer het in contact is met koolstof, door de optredende galvanische corrosie.

Wanneer meerdere typen verontreinigingen met een verschillende adsorptiecapaciteit in het grondwater aanwezig zijn, is het mogelijk dat de goed adsorberende stoffen de minder goed adsorberende stoffen verdringen. Hierdoor slaat het filter sneller door.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

De gebruikte afmetingen van de bedden kunnen sterk variëren. Bedhoogtes van 2,5 m tot 12 m komen voor. De verhouding van hoogte tot diameter is echter vrij constant en bedraagt meestal 2 : 1. Een grotere verhouding verbetert weliswaar het reinigingsrendement maar vergroot het drukverlies over de kolom. De debieten voor vast bed filters variëren van enkele kubieke meters per uur tot vele honderden kubieke meters per uur. De hierbij gehanteerde filtratiesnelheden bedragen 0,5 tot 4 mm/s.

Wanneer de capaciteit van één koolfilter niet voldoende is om het aangevoerde debiet te verwerken, kunnen meerdere filters parallel geschakeld worden. Om een lagere concentratie van de verontreinigingen in het effluent te bereiken, kunnen meerdere filters in serie geschakeld worden. Dit heeft ook het voordeel dat de eerste kolom volledig beladen kan worden zonder dat de kwaliteit van het effluent vermindert.

De techniek is geschikt voor concentraties van 10 µg/l tot 10 g/l. De belading van het adsorbens blijkt in de praktijk (afhankelijk van effluentconcentratie en verontreiniging) zo'n 2 tot 7 procent te bedragen. Voor een koolfilter dat voor gasreiniging gebruikt wordt kan de belading tot 15 procent oplopen.

4 TOEPASSINGSGBIED

In tabel II.1 staat vermeld welke zuiveringsresultaten zijn behaald met zuivering met actieve kool. De gegevens zijn afkomstig uit de inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterzuiveringstechnieken uitgevoerd door Tauw Milieu bv. Aangevuld met gegevens uit bestanden van het US EPA die betrekking hebben op zuivering met actieve kool.

Tabel II.1 Influent-, effluentwaarden en rendement van grondwaterreiniging met actieve kool

verontreiniging	influent	effluent	rendement	verontreiniging	influent	effluent	rendement
BTEX	1.400 - 25	10 - <2	80 - >99,9	Hexachloorhexaan	490 - 80	14 - 0,25	80 - >99,9
Minerale olie	18.000 - 250	1.600 - <150	85 - 90	Chloorbenzenen	1.720 - 8	120 - <0,5	54 - >99,9
PAK	1.200 - 10	10 - 0,03	98 - 99,8	Chlooralkanen	1.800 - 13	3 - <1	95 - >99,9
Naftaleen	180 - 1	1 - <0,2	97 - >99,9				

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 gechloreerde oplosmiddelen
- vluchtige aromaten (xyleen > toluen > benzeen)
- naftaleen
- zwaardere oliefracties en PAK

Verwijdering met poederkool heeft een hoger rendement dan de reiniging met granulaat, maar wordt vanwege proces-technische redenen minder vaak toegepast. De betere reiniging met poederkool is waarschijnlijk te danken aan de batchgewijze behandeling die bij poederkool wordt toegepast. De verblijftijd is veel langer dan bij een continue doorstroomde kolom, waardoor de eindconcentratie ook de evenwichtsconcentratie is. Nog een voordeel van poederkool is dat het een effectief groter adsorberend oppervlak heeft dan koolgranulaat.

Uit het voorgaande kan geconcludeerd worden dat de volgende concentraties in principe haalbaar zijn met actieve kool filtratie. Dat een concentratie haalbaar is betekent niet dat dit onder alle omstandigheden kosteneffectief kan gebeuren.

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

5 KOSTEN

Om een vergelijkbare indicatie te krijgen van kosten van zuivering is een algemene kostenfunctie opgesteld voor zuivering met een actieve kool filter. Voor de algemene uitgangspunten verwijzen we naar bijlage 2 van dit rapport.

Er zijn kostenfuncties opgesteld voor de verwijdering van aromaten, chloorhoudende oplosmiddelen, minerale olie en PAK. Bij het opstellen van de kostenfuncties is gebruik gemaakt van Freundlich-isothermen voor de beschrijving van het adsorptie-proces.

Het systeem bestaat uit een opvoerpomp met twee koolfilters in serie (gepakt bed adsorbers). De grootte van het koolfilter (450 kg kool) is in verband met het terugbrengen van de vervangingsfrequentie bij hoge influentgehalten vergroot tot 900 kg. Omdat actieve koolfiltratie in de praktijk vrijwel in alle gevallen wordt gecombineerd met zandfiltratie worden ook de kosten van een zandfilter vermeld.

Overige uitgangspunten:

- contacttijd is 12 tot 15 minuten;
- het influentgehalte is (via de Freundlich-isotherm) bepalend voor de beladingsgraad en daarmee voor de vervangingsfrequentie van het koolfilter. Dit betekent dat wordt aangenomen dat het eerste koolfilter pas wordt vervangen als het effluentgehalte van dit koolfilter gelijk is aan het influentgehalte.

Hierbij wordt aangenomen dat het front van de verontreiniging in het koolfilter zodanig loopt dat met dit uitgangspunt het tweede koolfilter nog niet doorslaat (d.w.z. boven het normniveau komt);

- het koolverbruik is gebaseerd op een exponentiële afname van het influentgehalte (zoals bij de algemene uitgangspunten is omschreven);
- de volgende Freundlich-constanten zijn gebruikt voor de verschillende stofgroepen (als gemiddelde waarden van de constanten voor de afzonderlijke verbindingen):

aromaten	$K_f = 36; 1/n = 0.57$
chloorh. oplosmiddelen	$K_f = 17; 1/n = 0.64$
minerale olie	$K_f = 100; 1/n = 0.5$
PAK	$K_f = 245; 1/n = 0.5$

Tabel II.2 Kostenindicatie van zuivering via actieve koolfiltratie, kosten in gulden/m³ gezuiverd.

Type	Zandfilter -	BTEX 500 - 10.000 µg/l	Minerale olie 1.000 - 50.000 µg/l	CKW 100 - 10.000 µg/l	PAK 100 - 10.000 µg/l
Bemaling	0,40 - 0,60	1,20 - 1,40	1,20 - 1,40	1,20 - 1,80	± 1,20
Sanering	0,60 - 0,75	0,60 - 0,80	0,60 - 0,80	0,60 - 1,10	0,55 - 0,60
Beheersing	1,50 - 2,00	2,50 - 4,50	2,00 - 5,00	2,50 - 6,00	2,00 - 2,50

Tabel II.3 Kostenindicatie van zuivering via actieve kool filtratie, kosten in gulden per kilogram verwijderd (exclusief zandfiltratie).

Type	Zandfilter -	BTEX 500 - 10.000 µg/l	Minerale olie 1.000 - 50.000 µg/l	CKW 100 - 10.000 µg/l	PAK 100 - 10.000 µg/l
Bemaling	-	2.000 - 100	1.000 - 50	10.000 - 100	10.000 - 100
Sanering	-	10.000 - 800	2.000 - 100	60.000 - 1.500	50.000 - 850
Beheersing	-	10.000 - 200	2.000 - 100	20.000 - 200	20.000 - 200

Bovenstaande kosten zijn modelmatig bepaald en geven slechts een indicatie passend bij de algemene uitgangspunten. Lozingsnormen en debieten hebben een grote invloed op de kostprijs. In de literatuur komen ook kosten voor van f 5,= tot f 8,= per m³ behandeld water. Het betreft dan berekeningen, waarbij is uitgegaan van een lagere beladingsgraad (bijvoorbeeld 2 % in plaats van 7 %) en een hogere concentratie aan verontreinigingen in het influent. Gezien de aanzienlijke bijdrage van de kosten van actieve kool aan de totale kosten is het duidelijk dat een lagere belading en een hogere influentconcentratie de kosten aanzienlijk verhogen.

6 **BEDRIJFSZEKERHEID**

Actieve koolfiltratie is de meest toegepaste techniek bij grondwatersaneringen. De werking van de techniek wordt goed begrepen. Bij een constant influent kan doorbraak van het koolfilter ingeschat worden, waardoor ook de controle op de goede werking kan worden beperkt. Bij fluctuerende concentraties zal frequenter monitoren noodzakelijk zijn. De gevoeligheid voor storingen is afhankelijk van aan/afwezigheid van storende stoffen. Bescherming door voorschakeling van bijvoorbeeld een zandfilter wordt in de meeste gevallen toegepast. Onderhoud bestaat uit het vervangen van actieve kool. Door het gebruik van meerdere gepakte bedden hoeft het onttrekken hiervoor niet onderbroken te worden. Een contacttijd van minder dan 15 minuten geeft onvoldoende adsorptie. Wanneer meerdere gepakte bedden worden ingezet kunnen deze aan het begin van de sanering in serie geschakeld worden. Tijdens het vorderen van de sanering, waarbij de influentconcentratie daalt, kunnen de bedden parallel geschakeld worden bij gelijktijdige verhoging van het debiet. De actieve kool moet dan wel eerst vervangen worden om desorptie te voorkomen.

7 **MILIEUBELASTING**

7.1 **Energieverbruik**

voor het overbruggen van de hoogte van het kool- en het zandfilter en leidingweerstand is pomp-energie nodig, het energieverbruik hiervan bedraagt circa 0,05 kWh.

7.2 **Afvalproductie**

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 ontstaat. Dit slib wordt vanwege de relatief geringe hoeveelheden meestal gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt.

7.3 Geluid

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

8 ONTWIKKELINGSSTADIUM

Actieve kool filtratie is de meest toegepaste techniek bij grondwatersanering en kan worden beschouwd als een techniek die is uitontwikkeld.

9 GEBRUIKTE LITERATUUR

- Annokké G.J., Monografieën Informatiesysteem Technieken, Compartiment Water, TNO/RIVM rapportnr. 736101008, juni 1990.
- Faust S.D., Osman M. Aly, Adsorption processes for water treatment, Butterworths, 1987.
- IT Enviroscience, Incorporated, Survey of Industrial Applications of Aqueous-Phase Activated Carbon Adsorption for Control of Pollutant Compounds from Manufacture of Organic Compounds, Prepared for U.S. EPA IERL. EPA-600/2-83-034. PB-83-200-188, April 1983.
- IWACO (1990). Cursus grondwaterzuiveringstechnieken
- Jong P. de, Onderzoek grondwaterreiniging TOP Leeuwarden, DBW/RIZA nota 90.025, mei 1990.
- Joziasse J., Pols H.B., De behandeling van industrieel afvalwater in de toekomst, deel II: verwijderingstechnieken, RIZA-werkdocument 91.142X-II, februari 1990.
- Operationalisering van de begrippen Best Uitvoerbaar en Best Bestaande Technieken, DBW/RIZA nota 87.025
- Pervaporatie van vluchtige organische componenten, Publikatiereeks Milieubeheer, 1988, nr. 6, Ministerie van Volshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- U.S. EPA., Treatability Manual, Volume III, EPA-600/2-82-001a, U.S. EPA ORD, Washington, DC. 1981.
- Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, Bd. 2, 6, Verlag Chemie, 1984.
- US EPA, RREL Treatability database

III BIOLOGISCHE ZUIVERING

1 SOORT TECHNIEK

Onder biologische reiniging van grondwater wordt de afbraak van 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 milieucompartiment plaats.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

- Neerslag van ijzer leidt in de verschillende soorten bioreactoren tot het afnemen van het rendement van de zuivering, afhankelijk van de uitvoeringsvorm vanaf 10 tot 25 mg/l. Controle op het ijzergehalte van het te behandelen grondwater is daarom noodzakelijk.
- Gehalogeneerde koolwaterstoffen en zware metalen kunnen toxisch werken op de micro-organismen waardoor de effectiviteit afneemt.
- Door toevoeging van speciale bacteriestammen kunnen in principe ook een aantal gehalogeneerde koolwaterstoffen afgebroken worden.
- Controle op de zuurgraad van het grondwater is gewenst omdat de pH tussen 6 en 8 moet liggen voor een optimale groei van micro-organismen.
- Bij een te hoog zoutgehalte kan geen biologische reiniging plaatsvinden, omdat de micro-organismen hinder ondervinden van de te hoge osmotische druk.
- De aanwezigheid van sporenelementen en nutriënten noodzakelijk voor de groei van micro-organismen. In het algemeen bevinden zich voldoende sporenelementen in het grondwater, waardoor toevoegen van deze elementen zelden nodig is. De verhouding van de elementen koolstof, stikstof en fosfor is belangrijker voor een optimale groei van de micro-organismen. Zie verder de paragraaf *kritische punten*.

2.2 Voorbehandeling

- Door beluchten en vervolgens filtratie over zand kan ijzer uit het grondwater verwijderd worden.
- Door toediening van loog of zuur kan de pH op de optimale waarde ingesteld worden.
- Wanneer tevens verwijdering van zware metalen plaatsvindt, kan deze het best voorafgaand aan de biologische zuivering plaatsvinden vanwege het vermijden van toxische effecten en vastleggen van zware metalen in het slib.

2.3 Behandeling

Er bestaat een grote verscheidenheid in gebruikte systemen voor biologische zuivering van grondwater. Een groot deel van de karakteristieken van deze installaties is echter gelijk. Deze gemeenschappelijke eigenschappen worden hieronder behandeld.

De energie die vrijkomt bij de afbraak (oxydatie) van de verontreiniging wordt door de micro-organismen gebruikt voor het verrichten van hun metabolische functies. Een ander deel van de vrijkomende energie wordt gebruikt voor de groei van het micro-organisme.

Biologische zuiveringsprocessen kunnen zowel onder zuurstofrijke als zuurstof-arme (anaërobe) plaatsvinden. Bij grondwaterzuivering wordt veelal gebruik gemaakt van aerobe afbraak van verontreinigingen. Redenen hiervoor zijn:

- Voor de meeste verontreinigingen verloopt afbraak onder aerobe condities sneller dan onder anaërobe condities. Voor aerobe reiniging bedraagt de verblijftijd van het grondwater in de reactor meestal minder dan 1 uur. Bij anaërobe reiniging zijn verblijftijden van 6 uur niet ongebruikelijk.
- Micro-organismen die hun werk onder anaërobe omstandigheden verrichten zijn in het algemeen specifieker in de keuze van het substraat (in dit geval de verontreiniging) waarop ze groeien. Aangezien het grondwater vaak door meerdere organische stoffen verontreinigd is, zouden er verschillende cultures anaërobe micro-organismen ingezet moeten worden.
- Voor de meeste verontreinigingen is het zuiveringsrendement van een aerob proces hoger dan van een anaerob proces.

- Bij een anaeroob zuiveringsproces kunnen methaan en/of waterstofsulfide vrijkomen, de laatste stof kan stankoverlast veroorzaken.
- De opstarttijd van een aerobe zuiveringsinstallatie is korter dan van een vergelijkbaar anaerobe installatie.
- Er is meer ervaring met aerobe reiniging van grondwater.

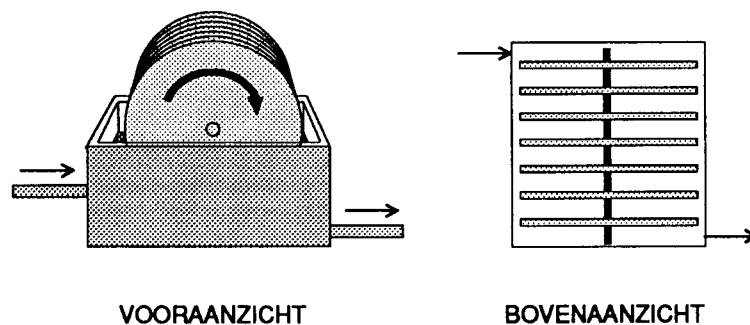
Door de lage substraatconcentratie in het grondwater zal zonder verdere voorzieningen de som van uitspoeling en afsterven van de micro-organismen groter zijn dan hun aanwas. In de grondwaterzuivering worden daarom voornamelijk technieken toegepast waarbij de biomassa zich in een biofilm op een drager bevindt. Door fixering van de micro-organismen in een biofilm zal de uitspoeling klein zijn, waardoor een hoge biomassaconcentratie kan worden bereikt die in staat is het water te vergaand te reinigen.

Voor de hierna besproken technieken geldt dat geen adsorptie van goed afbreekbare verontreinigingen aan het slib is geconstateerd. Bij afbraak van PAK en eventueel gechloreerde koolwaterstoffen kan adsorptie plaatsvinden.

2.3.1 **Biorotoren**

Biorotoren zijn reactoren waarbij het dragermateriaal in de grondwaterstroom is geplaatst en langzaam (1 à 3 omwentelingen per minuut) om een horizontale as draait. Ongeveer twee derde van het dragermateriaal steekt boven het water uit. De biomassa wordt zo afwisselend voorzien van verontreinigd grondwater en zuurstof (lucht). De biorotor bestaat in twee uitvoeringen.

Bij de eerste uitvoering (RBD, "Rotating Biological Disc") bestaat het dragermateriaal uit een reeks kunststof schijven die op de horizontale as gemonteerd zijn, zie figuur III.1. Deze uitvoeringsvorm wordt bij grondwaterzuiveringen echter nauwelijks toegepast.



Figuur III.1 Schematische weergave van een RBD-systeem

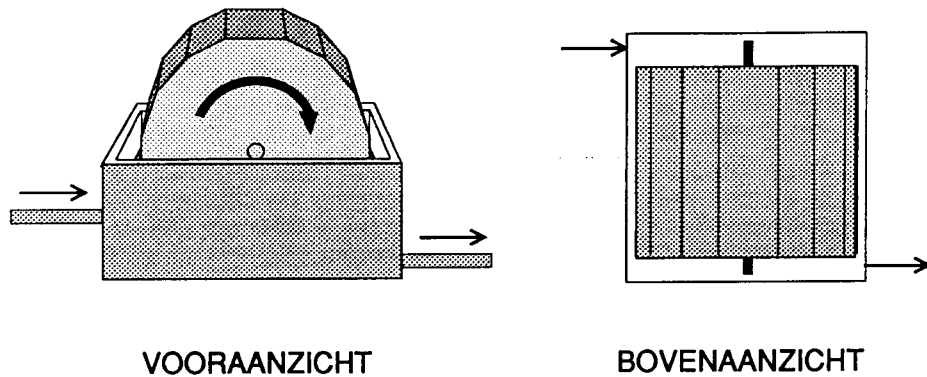
Bij de tweede uitvoering, de RBC ("Rotating Biological Contactor") bestaat het ronddraaiend lichaam uit een kooiconstructie waarin het dragermateriaal is opgesloten, zie figuren III.2 en III.3. Door het draaiende beweging van de rotor vindt in de tank een goede zuurstofoverdracht en menging van het grondwater plaats.

Voordelen biorotor:

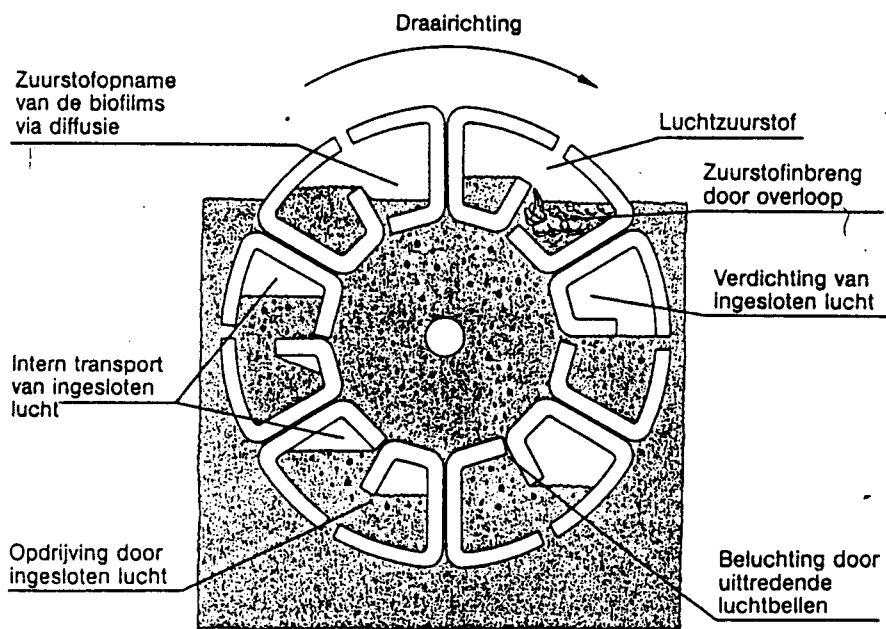
- eenvoudige constructie en bediening
- geringe restemissies
- laag energieverbruik
- geen verstoppingsgevaar
- relatief veel ervaring

Nadelen biorotor

- vluchtige verontreinigingen worden voor een klein deel gestript (1 - 10 %)
- relatief laagbelast systeem



Figuur III.2 Schematische weergave van een RBC-systeem



Figuur III.3 Rotor van een RBC [bron: IWACO]

2.3.2 Droogfilters

Een droogfilter is een vast bed reactor, waarbij het grondwater gelijkmatig over de bovenzijde van het bed aangevoerd wordt. De lucht wordt in meestroom met het water toegevoerd. De verhouding van het lucht- en waterdebiet bedraagt meestal 1 tot 2. In een droogfilter is lucht de continue fase. Het meestroomprincipe wordt om twee redenen toegepast. De eerste reden is om verdamping van vluchtige stoffen tegen te gaan. De tweede reden is dat de afbraak van de verontreiniging vooral aan de bovenzijde van de reactor plaatsvindt, zie figuur III.4. Hier is dan ook de meeste zuurstof nodig. Om voorkeurstromen in het filterbed te voorkomen kan herverdeling van de vloeistof plaatsvinden. Om verstopping van het filter, door slib en ijzernerslag, te voorkomen is regelmatig terugspoelen van het filter noodzakelijk.

- voordelen droogfilter:
- groot specifiek oppervlak ($1500-3000 \text{ m}^2/\text{m}^3$) dus een hoge biomassaconcentratie
 - Een propstroomkarakter, dus hoge substraatconcentraties aan het

- begin van de reactor
- vervluchting treedt nauwelijks op
- geringe restemissies
- hoge eliminatiecapaciteit bij hoge belastingen

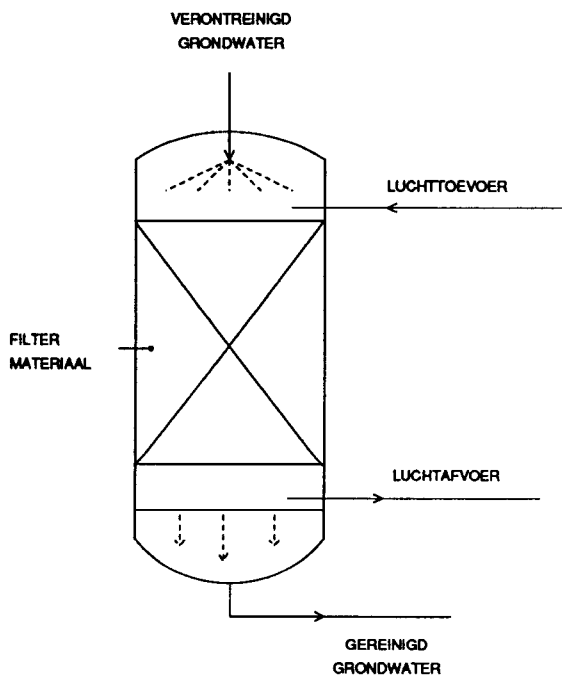
- nadelen droogfilter:
- vluchtige verontreinigingen worden deels naar gestript (tot 10 %)
 - terugspoelen noodzakelijk (om de dag)
 - weinig praktijkervaring

2.3.3 Ondergedompelde filters

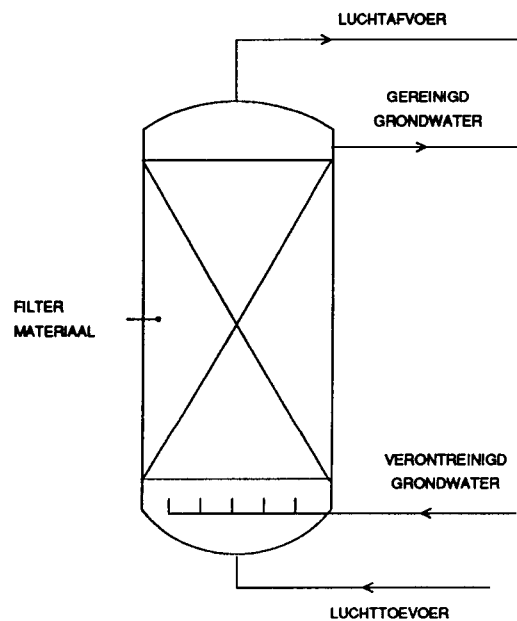
Het ondergedompelde filter of "Upward Aerated Column" (UAC) is eveneens een vast bed reactor. De te reinigen waterstroom en lucht worden echter van onderaf de reactor ingevoerd. Hierdoor vindt een goede menging van het grondwater plaats. Het grote verschil met het droogfilter is dat water de continue fase is, zie figuur III.5.

- voordelen UAC:
- groot contactoppervlak
 - korte verblijftijd
 - geringe weerstand voor water en lucht
 - er treedt (tot 25 mg/l influent) nauwelijks vorming van ijzerner slag op
 - geringe restemissies

- nadelen UAC:
- weinig praktijkervaring
 - vluchtige verontreinigingen worden deels gestript (tot 10 %)



Figuur III.4 Droogfilter

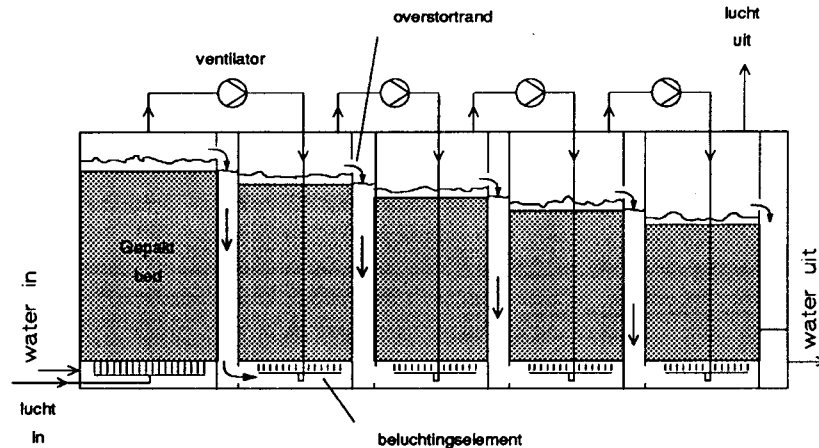


Figuur III.5 Ondergedompeld filter

2.3.4 Biopur[®]

Biopur[®] is een gepakt bed bioreactor, met een pakking die bestaat uit een open, sponsachtig materiaal met een groot specifiek oppervlak. Dit materiaal uit polyurethaanschuim met een oppervlakte/volume verhouding van 500 m²/m³ en heeft goede hechtingseigenschappen voor micro-organismen. De reactor kan zowel als enkeltraps als meertraps reactor worden toegepast. In tegenstelling

tot het droogfilter heeft het Biopurfilter een hoge verhouding tussen lucht- en waterdebiet (4:1 tot 100:1) zonder dat dit tot een verhoogde concentratie van vluchtige verontreinigingen in het afgas leidt. Met dit systeem is zowel verontreinigde grondwater als bodemlucht te behandelen. Wanneer alleen lucht wordt behandeld, wordt een grotere verhouding tussen het luchtdebiet en het waterdebiet gekozen. Doordat meerdere compartimenten achter elkaar geplaatst worden wordt een propstroom-karakter verkregen waardoor lage effluentconcentraties haalbaar zijn, zie figuur III.6.



figuur III.6 Schematische weergave van een vijfvak BIOPUR®-reactor [bron: Tauw Milieu bv]

- voordelen BIOPUR®:
- weinig ruimtebeslag
 - lange levensduur pakking
 - goeie hechting van micro-organismen aan het dragermateriaal
 - bruikbaar voor lucht en/of waterzuivering.
 - lage drukval over het filter
 - hoog verwijderingsrendement
 - weinig onderhoud
 - geen ontijzering tot 25 mg/l

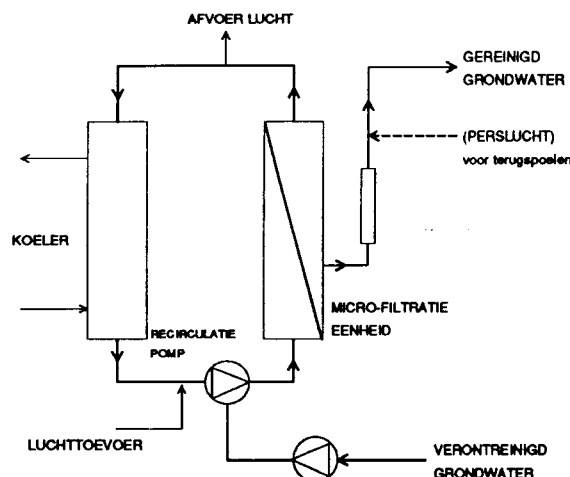
- nadelen BIOPUR®:
- relatief groot energieverbruik bij hoog luchtdebiet

2.3.5 Membraan bioreactor

Dit type reactor bevindt zich in het experimentele stadium, de MBR (Membraan Bio Reactor) is een nieuwe ontwikkeling waarmee nog geen praktische ervaring is opgedaan. De biomassa wordt in dit geval niet op dragermateriaal vastgelegd maar teruggehouden door een membraan, zie figuur III.7. Door de te reinigen grondwater/slib suspensie in dwarsstroom met hoge snelheid over het membraan te leiden wordt voorkomen dat het systeem snel dichtslibt.

- voordelen MBR:
- Hydraulische verblijftijd is laag (15 minuten)
 - Hoog verwijderingsrendement
 - kleine installatie

- nadelen MBR:
- De doorzet van de installatie neemt af door verstopping van het membraan door afzetting van ijzer en bioslib op de vezels van het membraan. Hierdoor is frequent terugspoelen noodzakelijk (twee maal per uur)
 - Hoge kosten door de prijs van de membranen
 - Hoge energiekosten (pompen)
 - Geen praktijkervaring



Figuur III.7 Schematische voorstelling van een membraanbioreactor

2.3.6 **Metaalprecipitatie onder sulfaatreducerende omstandigheden**

Voor zuivering van het met metalen en sulfaat verontreinigde grondwater dat vrijkomt bij het geohydrologische beheerssysteem op het BUDELCO-terrein wordt gebruik gemaakt van een combinatie van biologische en fysische zuiveringstechnieken. Het inkomende grondwater wordt geneutraliseerd en voorzien van voedingsstoffen voor de micro-organismen. Vervolgens wordt een vlokmiddel toegevoegd dat de te vormen vaste stof beter doet neerslaan. In een Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor wordt vervolgens het sulfaat omgezet in sulfide waarbij de metalen in vorm van metaalsulfiden neerslaan. In een tweede (gepakt bed) reactor worden de sulfides omgezet in zwavel en biomassa dat zich afzet op het gepakte bed. Door turbulentie in de reactor laat gevormde zwavel en biomassa los en wordt afgevangen in nageschakelde platenscheiders en een zandfilter.

2.4 **Nabehandeling**

Afhankelijk van de hoeveelheid uitgespoelde biomassa kan het nodig zijn om dit via bezinking uit het effluent te verwijderen. Indien na de biologische zuivering het effluent nog niet aan de lozingsisen voldoet kan een aanvullende reiniging met bijvoorbeeld actieve kool toegepast worden.

2.5 **Kritische punten**

- De biomassa die voor de zuivering van het grondwater moet zorgdragen blijkt een lange tijd nodig te hebben (enkele weken tot maanden) om zich aan de procescondities aan te passen (adaptatie). Het is dus niet zinvol biologische zuivering toe te passen bij saneringen die minder dan drie maanden duren.
- De verblijftijd die minimaal nodig is voor afbraak van alle verontreinigingen die in het te zuiveren grondwater voorkomen wordt bepaald door de slechtst afbreekbare verontreiniging. Vooral gehalogeneerde koolwaterstoffen en zware PAK's zijn in dit verband lastig.
- Ook de omzetting van goed afbreekbare componenten kunnen een probleem vormen. Versnelde afbraak kan leiden tot een gebrek aan nutriënten (bijvoorbeeld stikstof en fosfor) waardoor de groei van de biomassa niet optimaal verloopt. Het toevoegen van nutriënten biedt in dit geval een eenvoudige oplossing. De concentratie van nitraat in het grondwater is in de meeste gevallen voldoende. Voor de nederlandse situatie is fosfor in het algemeen de limiterende factor. Een vuistregel is dat het BZV (biologisch zuurstofverbruik) een factor 10 tot 20 zo groot moet zijn als de fosfor-concentratie. Bij een te hoge verhouding tussen BZV en fosfor is toevoeging van fosfaat voor een optimale zuivering noodzakelijk.
- Bij biofilmtechnieken vindt de zuurstof en substraat overdracht plaats door diffusie. De zuurstof is bij een diepte van 100 µm reeds door de bacteriën verbruikt. Hierdoor zal niet de gehele biomassa kunnen deelnemen aan de omzetting van verontreinigingen. Bij biofilmtechnieken is het beschikbare oppervlak daarom een belangrijke factor.
- Door plotselinge sterke toename van de verontreinigingen in het influent kan het zuiveringsrendement sterk teruglopen. Het duurt vaak tot enige weken voordat het rendement weer op het oude niveau terug is. Sterke verlaging van de concentratie van de verontreinigingen leidt

slechts tot een kortstondige verlaging van het rendement.

- De vorm waarin de verontreiniging in het grondwater aanwezig is speelt een rol bij de afbraak door micro-organismen. De biobeschikbaarheid (mate waarin een stof door micro-organismen opgenomen kan worden) van verontreinigingen die geadsorbeerd zijn aan vaste stofdeeltjes is lager dan van opgeloste stoffen. Hierdoor kan het rendement afnemen.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

In tabel III.2 is aangegeven welke belasting de verschillende systemen kunnen verwerken.

Tabel III.2 Technische gegevens van biologische waterzuiveringssystemen

Reactortype →		Biorotor (disk)	Biorotor (contactor)	Droogfilter	Ondergedompeld filter	Biopur
Hydraulische belasting	[m ³ /m ² _{drager} /dag]	0,1	0,1	2 - 10	1	1
Organische belasting ¹	[g/m ² _{drager} /dag]	0,2	0,5 - 1,0	1	1	1
Organische belasting ¹	[g/m ³ /dag]	-	20 - 50	1500 - 2000	160	500
Verhouding lucht-/waterdebiet		-	-	2:1 - 1:1	4:1 - 1:1	100:1 - 4:1
Specifiek oppervlak	[m ² _{drager} /m ³]	60 - 80	350 - 500	1500 - 2000	160	500

- 1) De organische belasting van een biologisch systeem is afhankelijk van de verontreiniging en het rendement; hier 99% rendement voor BTEX

4 TOEPASSINGSGBIED

In tabel III.3 is aangegeven welke verbindingen in principe middels biologische zuivering uit grondwater zijn te verwijderen.

Tabel III.3 Afbraak van verontreinigingen middels biologische zuivering.

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

Het rendement van biologische reiniging is afhankelijk van het type en de concentratie van de verontreiniging. Bij een vereist rendement zal in mengsels van verontreinigingen de minst goed afbreekbare verbinding bepalend zijn voor de verblijftijd in de bioreactor. Daarnaast heeft ook de temperatuur invloed op het rendement.

In tabellen III.4 en III.5 is een overzicht gegeven van de rendementen van de verschillende biologische zuiveringssystemen. Omdat bij het ontwerp van praktijkinstallaties de lozingseis bepaald tot welke concentratie gereinigd wordt, hoeven onderstaande rendementen niet de maximaal haalbare te zijn.

Tabel III.4 Influent-, effluentwaarden en rendement van grondwaterreining met een biorotor.

Verontreiniging	influent [µg/l]	effluent [µg/l]	rendement [%]	verontreiniging	influent [µg/l]	effluent [µg/l]	rendement [%]
Benzeen [3] ¹	440 - 110	0,2 - 26	87 - >99	2,4-dimethylfenol [1]	5260	< 10	> 99,8
BTEX-totaal [3]	1400 - 200	0,1 - 50	75 - >99,5	pentachloorfenol [1]	18	8	56
Naftaleen [2]	200 - 34	<0,1 - 12	78 - >99,5	fenol [1]	18	1,8	90
Chloorbenzenen ² [4]	470 - 83	1 - 53	88 - >99	Hexachloorcyclohexaan ³ [1]	120	77	35
PAK [2]	1300 - 10	0,1 - 72	64 - >99,5	Minerale olie [1] in mg/l	10 - 7	0,8 - 2	77 - 89
				Cyanide ³ [6] in mg/l	16,5 - 1,1	2,3 - 0,5	60 - 86

1) de tussen haakjes vermeldde cijfers geven het aantal uitgevoerde saneringen aan.

2) mono-, 1,2- en 1,4-dichloorbenzeen.

3) proefinstallatie bij NBM

Tabel III.5 Influent-, effluentwaarden en rendement van grondwaterreininging met Biopur®.

Verontreiniging	influent [µg/l]	effluent [µg/l]	rendement [%]	verontreiniging	influent [µg/l]	effluent [µg/l]	rendement [%]
Benzeen [1]	120	< 0,2	> 99,8	Minerale olie [6]	18.000 - 50	2.800 - 10	53 - 99
BTEX-totaal [8]	10400 - 39	<0,5 - 308	85 - > 99,9	PAK [2]	12.000 - 930	10 - 65	94 - 99,5

Uit een pilotonderzoek met een droogfilter bleek dat BTEX verwijderd werden met een gemiddeld rendement variërend tussen 94% voor 3 mg BTEX/l en 70% voor concentraties groter dan 10 mg BTEX/l. Door het droogfilter om de dag terug te spoelen konden rendementen worden bereikt die groter waren dan 99 procent. Naftaleen werd in het concentratiegebied van 20 tot 5000 µg/l verwijderd met een gemiddeld rendement groter dan 99 procent. Brøerken vermeld voor een droogfilter een rendement van meer dan 99 procent bij een debiet van 1,3 m³/uur met een BTEX-concentratie van 10 tot 15 mg/l.

Uit onderzoek naar een ondergedompeld filter kwam naar voren dat voor BTEX-concentraties tussen 2250 en 3500 µg/l het rendement 85 tot 94 procent bedroeg. Voor minerale olie met concentratie variërend van 2350 tot 3800 µg/l werd een rendement van 80 tot 98 procent bereikt.

Bij het fysico-biologische zuiveringsproces dat werd gebruikt op het BUDELCO-terrein wordt de zinkconcentratie teruggebracht van 50.000 tot 300 µg/l, de cadmium concentratie van 300 tot 10 µg/l en de sulfaatconcentratie van 500 tot 200 mg/l. Slecht de omzetting van sulfaat via sulfide naar zwavel is een biologisch proces. De verwijdering van metalen verloopt via precipitatie en filtratie.

Uit het voorgaande kan geconcludeerd worden dat de volgende concentraties in principe haalbaar lijken te zijn met behulp van biologische zuivering. Dat een concentratie haalbaar is betekent niet dat dit onder alle omstandigheden kosteneffectief kan gebeuren.

	effluent	rendement
Minerale olie	50 µg/l	50 - 99
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 (mono, 1,2- en 1,4-dichloorbenzeen)

Biologische zuivering is zowel toepasbaar bij onttrekking gericht op het verwijderen van de verontreinigingen uit de bodem als bij onttrekking ten behoeve van geohydrologische isolatie. Deze techniek is niet toepasbaar bij bemalingen omdat de duur hiervan meestal korter is dan 3 maanden.

5 KOSTEN

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van kosten van zuivering met behulp van de verschillende technieken. Omdat de kosten van zuivering sterk afhankelijk zijn van de situatie, kunnen deze kosten slechts als indicatie worden gebruikt voor een specifieke situatie.

5.1 Biorotor

Tabel III.6 Kostenvergelijking grondwaterzuivering met biorotor

Duur [jaar]	Debiet [m ³ /uur]	Prijs [f/m ³]	Literatuur	Duur [jaar]	Debiet [m ³ /uur]	Prijs [f/m ³]	Literatuur
1	2	5,71	Vis	2	20	0,65	IWACO
1	10	1,37	Marsman	2	40	0,59	IWACO
1	20	1,14	Marsman	2	1	7,53	Oosterholt
2	6,5	4,74	Marsman	2	10	2,32	Oosterholt
2	10	0,78	IWACO				

5.2 Droogfilter

Door Bröerken worden de onderstaande gegevens gebruikt om een kostenraming te maken voor grondwaterzuivering met een droogfilter. De prijsopgave is inclusief voorbehandeling.

Tabel III.7 Procesparameters en kostprijsberekening voor zuivering met een droogfilter.

Investeringskosten	f 160.000,=	Jaarlijkse exploitatiekosten	f 65.000,=
Afschrijvingsperiode	5 jaar	Concentratie aromaten	30 mg/l ¹
Rente	8 %	Debiet	5 m ³ /uur
Onderhoudskosten	5 % van investeringskosten	Kosten per m³	f 2,70

5.3 Ondergedompeld filter

In een gezamenlijk rapport van IWACO en de Ruiters milieutechnologie wordt een kostenberekening gegeven voor zuivering met een ondergedompeld filter. Een overzicht hiervan is opgenomen in tabel III.8. De sanering vindt plaats gedurende een jaar of een half jaar plaats en berekend voor BTEX-concentraties tussen 1 en 15 mg/l.

Tabel III.8 Procesparameters en kostprijsberekening voor zuivering met een ondergedompeld filter.

Debiet	2 m ³ /uur	10 m ³ /uur	20 m ³ /uur
Investeringskosten ¹	f 40.000,=	f 60.000,=	f 75.000,=
Kosten per m ³ , saneringsduur half jaar	f 7,42	f 1,94	f 1,14
Kosten per m ³ , saneringsduur 1 jaar	f 5,71	f 1,31	f 0,88

1) kosten betreffen slechts bioreactor.

5.4 BIOPUR

Voor verschillende hypothetische gevallen wordt door Marsman een kostenberekening gemaakt. De resultaten die vermeld staan in tabel III.9, zijn gebaseerd op een saneringsduur van 2 jaar en een influent met 5 mg/l BTEX en 10 mg/l minerale olie.

Tabel III.9 Kostenoverzicht voor zuivering van grondwater met Biopur[®].

Debiet	10 m ³ /uur	20 m ³ /uur	30 m ³ /uur
Kosten per m ³ influent	f 0,53	f 0,44	f 0,35

Gezien de lage kosten per m³ hebben de zuiveringskosten waarschijnlijk alleen betrekking op de BIOPUR[®]-reactor en niet op de gehele installatie.

5.5 Membraan bioreactor

Oosterholt geeft een kostenberekening voor de experimentele membraan bioreactor, met een debiet van 10 m³/uur. De berekening gaat uit van een best en worst case benadering waarbij vooral de membraankosten bepalend zijn. Voor een installatie die PAK ver-wijdert tot 0,25 µg/l en aromaten tot 0,15 µg/l worden de kosten ingeschat op f 3,80 tot f 5,74 per kuub. De kosten voor ontijzering zijn in de berekening niet meegenomen. Voor een debiet van 1 m³/uur en 10 maal zo hoge effluentwaarden worden de kosten geschat op f 6,62 tot f 8,56 per kuub.

5.6 Kostenvergelijking

Uit het voorgaande blijkt dat er een behoorlijke spreiding is in de kostprijsberekening. De kosten variëren tussen f 0,35 en f 8,56 per kuub. Factoren die een grote rol spelen bij de prijscalculatie zijn het debiet, de saneringsduur en de influent- en vereiste effluentwaarden. Daarnaast zijn bijvoorbeeld de ijzer- en mangaanconcentratie, bescherming tegen vandalisme en de marktsituatie bepalend voor de kosten. Daarnaast is vaak niet duidelijk of de opgegeven kosten gelden voor de gehele installatie, inclusief voorzieningen voor de onttrekking, voorzuivering en nabehandeling van het grondwater, of alleen voor de hoofdzuivering.

5.7 Indicatie van kosten van biologische zuivering

Om een vergelijkbare indicatie te krijgen van de kosten van biologische zuivering is een algemene kostenfunctie opgesteld voor een biorotorsysteem met nabezinktank. Voor de algemene uitgangs-

punten verwijzen we naar bijlage 2 van dit rapport. Bij de berekening voor de kosten zoals die vermeld staan in tabel III.10 wordt ervan uitgegaan dat de biorotor kan worden gebruikt voor de afbraak van minerale olie, met een rendement van 80 procent per unit en voor afbraak van BTEX met een rendement van 98 procent.

Tabel III.10 *Overzicht zuiveringskosten van biologische behandeling.*

Verontreiniging	Minerale Olie	Aromaten
Range verontreiniging [$\mu\text{g/l}$]	1.000 - 50.000	100 - 10.000
Kosten bij sanering [f per m^3]	1,00 - 2,40	1,00 - 2,50
[f per kg]	3.000 - 100	10.000 - 100
Kosten bij beheersing [f per m^3]	2,00 - 4,50	2,00 - 4,50
[f per kg]	2.000 - 100	10.000 - 200

Bovenstaande kosten zijn modelmatig bepaald en geven een indicatie van kosten voor de gekozen uitgangssituatie. Lozingsnormen, de zuiveringsperiode en debieten hebben een grote invloed op de kostprijs.

6 **BEDRIJFSZEKERHEID**

Biologische zuiveringsinstallaties kenmerken zich na een aanloop-periode door een eenvoudige bediening en een grote betrouwbaarheid. Door buffering van het influent en gedeeltelijke recirculatie van het effluent kunnen, indien nodig, de procesomstandigheden beter beheerst worden. Indien een biologische zuiveringsinstallatie door omstandigheden gedurende geruime tijd bij een lage influent-concentratie in bedrijf is geweest, kan deze in vrij korte tijd met een hoog rendement een veel hogere belasting verwerken.

7 **MILIEUBELASTING**

7.1 **Emissies naar lucht**

Alle bovengenoemde technieken hebben een emissie naar de lucht. De grootte van die emissie bedraagt gemiddeld 0,3% tot 1,5% met een maximum van 10% van de influentwaarde. Indien de emissienormen worden overschreden dient de installatie overkapt te worden en het afgas met een actieve kool- of biofilter gereduceerd worden.

7.2 **Emissies naar water**

De emissie naar water bestaat 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 effluentconcentratie van de verontreinigingen te hoog is, kan een actieve koolfiltratie als polishingstap worden gehanteerd.

7.3 **Energieverbruik**

Om de biomassa van zuurstof te voorzien is energie nodig voor de motor van de biorotor of de blowers van bedreactoren. Daarnaast wordt energie verbruikt door de opvoerpompen. Het totale energiegebruik bedraagt circa 0,25 kWh/ m^3 .

7.4 **Afvalproductie**

Er ontstaat een kleine hoeveelheid biologisch slib dat bij scherpe lozingsnormen voor zwevend stof of bij nabehandeling met actieve kool wordt afgescheiden en moet worden gestort of verbrand. In andere gevallen wordt het slib met het effluent via het rioleringsstelsel afgevoerd.

Bij hoge ijzergehalten (> 10 mg/l bij biorotoren en > 25 mg/l bij bedreactoren) is een ontijzeringsstap nodig waarbij ijzerslib ontstaat. Dit slib wordt vanwege de relatief geringe hoeveelheden meestal gestort. Alleen bij verhoogde arseengehalten wordt het ijzerslib als chemisch afval verwerkt.

Wanneer afgasreiniging wordt toegepast ontstaat een kleine hoeveelheid niet verontreinigd afval in de vorm van actieve kool of biofiltermateriaal.

7.4 **Geluid**

Bij een goed werkende biologische zuiveringsinstallatie zal de omgeving weinig overlast ondervinden. Normaal zal het door pompen veroorzaakte geluid beneden de hindergrens blijven.

7.5 **Stank**

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

8 **ONTWIKKELINGSSTADIUM**

Sinds 1992 worden biologische zuiveringsinstallatie steeds vaker toegepast. Met de biorotor en BIOPUR® is tot nu toe de meeste ervaring opgedaan, de diverse biofiltertechnieken worden enkele malen per jaar toegepast. De membraan bioreactor bevindt zich nog in het experimentele stadium. Fysico-biologische sulfaat- en metaalverwijdering is tot nu toe alleen bij BUDELCO toegepast.

9 **GEBRUIKTE LITERATUUR**

- Bosgoed H., B. Bult, L. Urlings, P. van der Pijl, "Biological groundwater treatment - Full scale projects".
- Bröerken G., H. Rozema, "Bioreactor goedkoper dan conventioneel systeem", Milieumarkt, oktober 1990.
- Buisman Cees, Ben Wit en Gatzke Lettinga, "Biotechnological sulphide removal in three polyurethane carrier reactors: stirred reactor, biorotor reactor and upflow reactor", Water Research, vol. 24, no. 2, blz. 245-251, 1990.
- Ehrenfeld John, Jeffrey Bass, "Handbook for Evaluating Remedial Action Technology Plans", US EPA rapport nr. EPA-600/2-83-076, augustus 1983.
- Grontmij NV, "Anaërobe zuivering van percolatiewater uit stortplaatsen", publikatie van het ministerie van VROM, ISBN 90 346 0355 5, juni 1983.
- IWACO, de Ruiters Milieutechnologie, "Biologische reiniging van grondwater met behulp van bioreactoren", DBW/RIZA notanr. 89.028, juni 1989.
- Marsman E.H., B. Bult, L. Urlings, "Biologische reiniging beste alternatief voor bodemsanering", Polytechnisch Tijdschrift nr. 12 1991.
- Molenaar T. (1993) Biologisch systeem zuivert grondwater. Land + Water, maart 1993.
- Oosterholt F., H. Veerkamp, B. Bult en H. van den Beld, "Microfiltratie techniek voor zuivering grondwater", Proces Technologie, september 1992.
- Oosting R., P. Urlings, P. van Riel en C. van Driel, "Alternatief pakkingsmateriaal voor biologische systemen", Proces Technologie, december 1992.
- Shaul Glenn, "RREL Treatability Database", Risk Reduction Engineering Laboratory, Environmental Protection Agency, 26 W. Martin Luther King Drive, Cincinnati, Ohio 45268.
- Spuij F., L. Urlings, "Biologische zuivering van grondwater verontreinigd met HCH's, benzeen en chloorbenzeen", DBW/RIZA nota nr. 88.061, februari 1989.
- Verheul Jos, "De ontwikkeling van een bioreactor voor de reiniging van grondwater: onderzoeksfase b. Biodegradatie van aromaten: pilotonderzoek", rapport van L.U. Wageningen afdeling Milieutechnologie, oktober 1992.
- Vis Pim, Wil de Bruin, Arjen Rinzema, Gosse Schraa, "De ontwikkeling van een bioreactor voor de reiniging van grondwater: onderzoeksfase b. Biodegradatie van aromaten: laboratorium- en optimalisatieonderzoek", rapport van L.U. Wageningen afdeling Milieutechnologie en Microbiologie, mei 1992.
- Vis Pim, Wil de Bruin, Arjen Rinzema, Gosse Schraa, "De ontwikkeling van een bioreactor voor de reiniging van grondwater: onderzoeksfase b. Samenvattend eindrapport", rapport van L.U. Wageningen afdeling Milieutechnologie en Microbiologie, december 1992.
- Vlekke G., J. Woelders en J. Sillem, "Verwijdering van cyanide uit afvalwater, Biorotor is goed alternatief voor chemische behandeling", Land + Water nu/Milieutechniek, december 1989.

IV CHEMISCHE OXYDATIE

1 SOORT TECHNIEK

Bij chemische oxydatie worden opgeloste en/of colloïdale verontreinigingen door oxydatiemiddelen zoals bijvoorbeeld chloor, chloordioxide, hypochloorzuur, waterstofperoxyde of ozon afgebroken tot CO₂ en water. Afhankelijk van het type verontreiniging kunnen daarnaast nog een aantal andere afbraakproducten ontstaan, bij oxydatie van gechloreerde koolwaterstoffen komen zoutzuur of zouten vrij, bij de oxydatie van cyanide NH₄⁺ of stikstof.

Het voordeel van ozon en waterstofperoxyde ten opzichte van de andere oxydatiemiddelen is dat ze geen extra zoutlast veroorzaken en dat geen gechloreerde organische stoffen kunnen ontstaan zoals bij chloorhoudende oxydatoren. Bovendien wordt in overmaat toegevoegde ozon en waterstofperoxyde snel afgebroken.

Bij verontreinigingen die moeilijk zijn te oxyderen, kan gebruik worden gemaakt van "geavanceerde" oxydatie. Bij deze technieken worden ozon en/of waterstofperoxyde onder invloed van UV-licht of een katalysator omgezet in zeer reactieve hydroxyl- of zuurstofradicalen die beter in staat zijn deze moeilijk te oxyderen verontreinigingen af te breken.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

Aangezien oxydatiemiddelen weinig selectief zijn en chemische oxydatie een relatief duur proces is, moeten oxydeerbare verbindingen die met een andere (goedkopere) techniek uit het grondwater verwijderd kunnen worden, voor de oxydatie aangepakt worden. Stoffen die hiervoor in aanmerking komen zijn ijzer- en humusdeeltjes. Met beluchting (eventueel loogdosering) en zandfiltratie kunnen deze nevenverontreinigingen verwijderd worden. Bij katalytische oxydatie voorkomt dit daarnaast het verstopping van het katalysatorbed door ijzer- en kalkneerslag. Bij de fotochemische oxydatie wordt hiermee voorkomen dat door neerslagvorming op de belichtingsapparatuur de effectiviteit vermindert.

Wanneer UV-licht wordt toegepast, is het belangrijk de troebelheid van het water te weten en eventueel te verlagen om de doordringbaarheid van het UV-licht in het grondwater zo groot mogelijk te maken.

Een ander punt van aandacht bij gebruik van UV-licht is de aanwezigheid van kleurstoffen (bijv. humuszuren) die UV-licht absorberen. Aanwezigheid van kleurstoffen vergt een intensievere belichting voor het bereiken van een zuiveringsrendement of de aanwezigheid van een reactordeel waarin O₃ / H₂O₂ met de kleurstof kan reageren waarna in het UV-gedeelte de afbraak van de moeilijk te oxyderen verbindingen plaatsvindt.

Om te voorkomen dat met een overmaat oxydatiemiddel gewerkt moet worden dient gedurende de sanering regelmatig de totale hoeveelheid oxydeerbare verontreinigingen gemeten te worden.

Zogenaamde radicaalscavengers zoals bijvoorbeeld carbonaat, bicarbonaat en tertiair-butylalcohol kunnen het rendement van de afbraak van verontreinigingen verlagen wanneer ze in concentraties hoger dan 400 mg/l voorkomen. Dit speelt met name een rol bij fotochemische oxydatie omdat deze stoffen de vorming van hydroxylradicalen uit waterstofperoxyde en ozon kunnen verstoren. Bij katalytische oxydatie vangt het katalysatorbed de scavengers voor een groot deel af waardoor het effect pas bij concentraties boven 5.000 mg/l optreedt.

2.2 Voorbehandeling

Afgezien van de hierboven genoemde voorbehandelingen hoeft het grondwater geen verdere bewerkingen te ondergaan.

2.3 Behandeling

2.3.1 Chemische oxydatie

Er bestaat een veelvoud aan processen waarbij via chemische oxydatie verontreinigingen worden vernietigd. Chemische oxydatie met zuurstof (verbranden) is hiervan de bekendste. Een maat voor het oxyderend vermogen van een stof is de oxydatiepotentiaal. Met name hydroxylradicalen, die ontstaan bij bestraling van waterstofperoxyde of ozon met UV-licht, hebben een hoge oxydatiepotentiaal en zijn goed in staat verbindingen te oxyderen, zie tabel IV.1.

Tabel IV.1 Oxydatiepotentiaal en relatief oxyderend vermogen van oxydatoren

Oxydatiereactie	Oxydatiepotentiaal	Relatief oxyderend vermogen t.o.v. Cl_2
Hydroxyl radicaal ($\cdot OH$)	2,80	2,05
$O(g) + 2H^+ + 2e \rightleftharpoons H_2O$ (Atomair zuurstof)	2,42	1,78
$O_3 + 2H^+ + 2e \rightleftharpoons O_2 + H_2O$ (ozon)	2,07	1,52
$ClO_2 + 2H_2O + 5e \rightleftharpoons Cl^- + 4 OH^-$ (chloordioxide)	1,91	1,42
$H_2O_2 + 2H^+ + 2e \rightleftharpoons 2H_2O$ (waterstofperoxyde)	1,78	1,30
$HClO + H^+ + 2e \rightleftharpoons Cl^- + H_2O$ (hypochloorzuur)	1,49	1,10
$Cl_2(g) + e \rightleftharpoons 2 Cl^-$ (chloor)	1,36	1,00

Chemische oxydatie met behulp van hypochloorzuur, waterstofperoxyde of ozon wordt in de praktijk onder meer gebruikt voor de afbraak van cyanide. De afbraak van vrije cyanide (CN^-) verloopt via cyanaat (CNO^-) tot stikstof en kooldioxide. In de praktijk wordt hypochloorzuur-oxydatie het meest toegepast en verloopt via twee stappen;

- oxydatie tot cyanaat bij pH = 11 tot 12
- hydrolyse van cyanaat tot ammonia en carbonaat bij pH = 6 tot 7 of verdere oxydatie tot stikstof en kooldioxide bij pH = 4 tot 6.

In aanwezigheid van zware metalen kunnen bij de omzetting tot ammonia ammoniummetaalcomplexen worden gevormd die moeilijk zijn neer te slaan. Verder oxydatie van het cyanaat is dan een mogelijkheid, dit heeft echter als nadeel dat relatief veel hypochloorzuur wordt verbruikt.

Complexgebonden cyanides kunnen eveneens via oxydatie met hypochloorzuur worden omgezet. De verblijftijd zal echter langer zijn in vergelijking met vrije cyanide. IJercyaniden zijn niet afbreekbaar via hypochloorzuur en moeten middels (geavanceerde) waterstofperoxyde- of ozonoxydatie worden afgebroken of middels precipitatie worden verwijderd.

2.3.2 Foto-chemische oxydatie

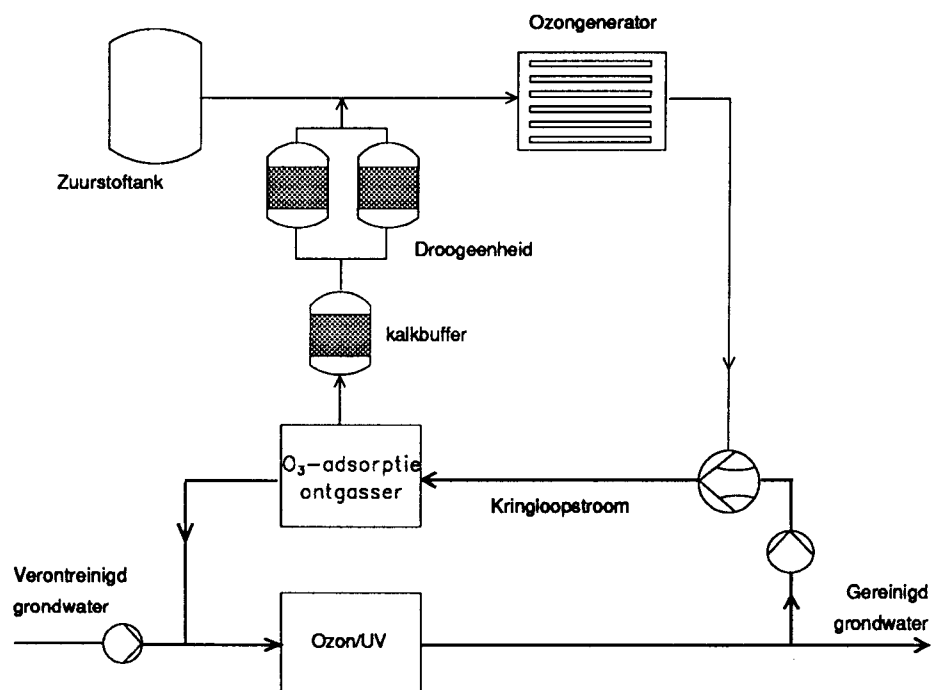
Door bestraling met UV vallen ozon en waterstofperoxyde uiteen in hydroxylradicalen die reactiever zijn dan de oorspronkelijke oxydatiemiddelen (zie tabel IV.1). Hierdoor worden zowel de verblijftijden als de effluentwaarden sterk verminderd. Dit effect wordt versterkt doordat UV-licht door de verontreinigingen wordt geabsorbeerd, waardoor ze in een minder stabiele toestand geraken en daardoor makkelijker afbreekbaar zijn.

In figuur IV.1 is een schematische voorstelling van een Ozon/UV reactor weergegeven zoals die door WEDECO wordt toegepast. De afbraak van verontreinigingen vindt plaats in de ozon/uv-reactor. Als UV-bron wordt gebruik gemaakt van hoge- of lagedruk kwikontladingslampen. De golflengte van het UV-licht bedraagt 254 nm omdat bij deze golflengte de vorming van hydroxylradicalen uit ozon (of eventueel waterstofperoxyde) optimaal verloopt. Na de ozon/uv reactor verlaat de gezuiverde waterstroom het systeem en wordt een deel hiervan gebruikt om ozon in op te lossen. Het systeem werkt onder verhoogde druk om de oplosbaarheid van ozon en eventueel aanwezige vluchtige verontreinigingen te verbeteren. Bij gebruik van ozon als oxydator wordt in een ozongenerator met behulp van zuivere zuurstof ozon gegenereerd. Gebruik van zuivere zuurstof in

plaats van lucht is financieel aantrekkelijk vanwege een beter rendement bij de ozonproductie. Zuurstof is evenwel duurder dan lucht, door gebruik te maken van een gaskringloop wordt echter 80 tot 90 % van de zuurstof gebruikt. Voordat de gerecirculeerde zuurstof opnieuw in de ozongenerator wordt gevoerd wordt deze van vocht ontdaan in een ozonbestendige droogeenheid.

Bij het reinigen van water met vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen kunnen deze verontreinigingen naar de recirculatielucht worden gestript en daar door ozon worden omgezet in kooldioxide, water en zoutzuur. Om corrosie door zoutzuur te voorkomen wordt een kalkbuffer worden ingezet.

Naast het gebruik van ozon kan ook van waterstofperoxyde gebruik worden gemaakt. Dit is afhankelijk van het type verontreiniging. Op basis van experimenten wordt bepaald welke oxydator het meest kosteneffectief kan worden toegepast.



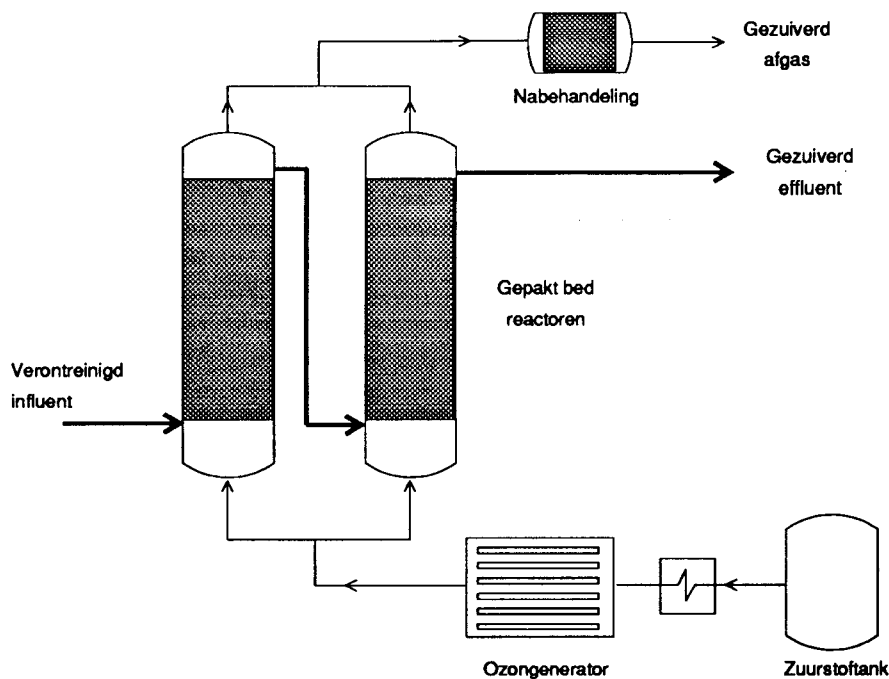
Figuur IV.1 Schematische weergave van een oxydatieproces met ozon/UV [bron: WEDECO].

2.3.3 Katalytische oxydatie

Een tweede methode om het oxydatieproces te activeren is het gebruik van een katalysator. Ook hier wordt met behulp van zuurstof ozon geproduceerd. In het ECOCLEAR-procédé van EPS wordt de gevormde ozon samen met het grondwater in een katalytisch bed geleid dat bestaat uit gemodificeerde actieve kool. Het katalytische afbraakproces met ozon vindt in dit bed plaats en verloopt via vorming van zuurstofradicalen. Een schematische voorstelling van dit proces is weergegeven in figuur IV.2. Een bijkomend voordeel van het actieve kool als katalysator is de adsorbtie van verontreinigingen aan de kool waardoor het proces minder gevoelig wordt voor fluctuaties in de influentconcentraties. Doordat bij de katalytische oxydatie met ozon een vrij snelle reactie plaats vindt op het katalysator-oppervlak loopt de ozonconcentratie in het water sterk terug. Er ontstaat zodoende een grotere drijvende kracht voor het oplossen van de ozon in het water. Stoffen zoals carbonaten, ijzer en mangaan kunnen het kool verstoppen, door te spoelen met zuur kan dit worden verholpen.

2.4 Nabehandeling

In het algemeen is een verdere behandeling van het grondwater na de oxydiestap niet nodig gezien de lage effluentwaarden die met deze techniek haalbaar zijn. Bij gebruik van waterstofperoxyde kan de restconcentratie echter nog een tiental grammen per m³ bedragen. Afhankelijk van de lozingseisen zal hiervoor nog een nabehandeling moeten plaatsvinden.



Figuur IV.2 Schematische weergave van het door EPS gehanteerde proces met katalytische oxydatie met ozon.

Wanneer ozon wordt toegepast dienen restanten ozon uit het afgas verwijderd te worden vanwege de hoge toxiciteit van ozon. In de beschreven processen verloopt dit via een katalysatorbed. Vluchtige verontreinigingen worden deels uit het water gestript. Bij het ozon/uv procédé van WEDECO wordt dit ondervangen door het recirculeren van de gasstroom. Bij het ECOCLEAR proces worden de verontreinigingen aan het katalysatorbed geadsorbeerd waardoor deze stoffen minder snel worden gestript.

2.5 Kritische punten

- Plotselinge veranderingen van de concentraties in het influent hebben een negatieve uitwerking op het rendement van de techniek. Het proces is namelijk geoptimaliseerd voor een maximale influentconcentratie. Daling van deze concentratie resulteert in een overmaat oxydatiemiddel, wat kostenverhoging veroorzaakt. Bij een plotselinge verhoging van de concentratie ontstaat er een tekort aan oxydatiemiddel waardoor de effluentwaarden te hoog worden. Bij katalytische oxydatie met ozon speelt dit probleem een minder grote rol door de adsorberende werking van het katalysatormateriaal. Hierdoor wordt bij terugkeer naar de oorspronkelijke situatie de geadsorbeerde verontreiniging alsnog afgebroken.
- Organisch materiaal in het grondwater (CZV) wordt vaak met voorkeur afgebroken. Wanneer zich fluctuaties van het organische stofgehalte in het grondwater voordoen en de concentratie oxydant hierdoor te laag wordt, kan een onvolledige afbraak van verontreinigingen plaatsvinden.
- Het is moeilijk om van te voren te voorspellen onder welke omstandigheden verontreinigingen volledig worden afgebroken. Een pilotproef is daarom aan te bevelen.
- Bij een te korte verblijftijd kunnen (toxische) tussenproducten worden gevormd, vorming van organische zuren is het meest waarschijnlijk.
- De oplosbaarheid van ozon in water is vrij gering. Daarom moet gezorgd worden voor een zo groot mogelijk contactoppervlak tussen de gas- en waterfase.
- Bij gebruik van UV-licht vormt de vervuiling van de gebruikte lampen door onder andere ijzer-, kalk- en mangaanneerslag een belangrijk punt van aandacht. Een teruggang in de lichtopbrengst veroorzaakt een afname van de afbraak van de verontreinigingen. De UV-lampen worden daarom regelmatig gereinigd. De frequentie is afhankelijk van concentraties aan ijzer, mangaan, humuszuren en het kalk/koolzuurevenwicht.

- Bepaalde (an)organische stoffen, zoals (bi)carbonaat en sulfiden kunnen de hydroxylradicalen, die door belichten met UV ontstaan, afvangen (radicaalscavengers). De afbraakreactie via de radicalen wordt hierdoor gestopt, waardoor het rendement van het proces sterk terugloopt. Het teruglopen van het rendement van de zuivering begint merkbaar te worden vanaf bicarbonaatconcentraties van 400 mg/l. Bij katalytische oxydatie is de hoeveelheid carbonaat tot 5.000 mg/l echter nauwelijks van invloed op het ozonverbruik omdat de carbonaten aan het katalysatoroppervlak hechten en hierdoor niet meer storend kunnen werken.
- Alifatische chloorverbindingen zijn moeilijker te ontleden in vergelijking met chloorkoolwaterstoffen met een dubbele binding. Voor volledige omzetting van alifatische chloorverbindingen is daarom een langere verblijftijd nodig.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

De oxydatietechniek stelt geen eisen aan de influentconcentraties van de verontreiniging en aan het te behandelen debiet. Aan de hand van proeven worden de optimale procesomstandigheden bepaald. Parameters die hierin een rol spelen zijn de hoeveelheid oxydatiemiddel die moet worden toegevoegd, de pH en de verblijftijd in de reactor. Bij de chemische oxydatie van cyanide speelt de vorm waarin het cyanide voorkomt ook een grote rol.

Bij oxydatie met ozon liggen de gebruikte ozonconcentraties tussen de 100 en 160 gram ozon per kubieke meter O_2/O_3 -menggas. Het ozonverbruik ligt voor katalytische oxydatie met ozon op circa 2 kg O_3 per kilogram (gechloreerde) koolwaterstof, voor ozon/uv is dat circa 2 tot 10 kilogram ozon per kilogram verontreiniging.

De benodigde hoeveelheid ozon is afhankelijk van de concentratie verontreiniging, het chemisch zuurstof verbruik (CZV) en het te halen zuiveringsrendement. Bij CZV-gehalten in de orde van grootte van tientallen milligrammen per liter zal het ozonverbruik sterk toenemen. Bij gebruik van zuivere zuurstof is 8 tot 10 kWh nodig voor de productie van een kilogram ozon. Wordt ozon geproduceerd met behulp van lucht dan is het energieverbruik ongeveer twee maal zo hoog. De energie die gebruikt wordt bij UV-belichting bedraagt ongeveer 0,25 kWh per m^3 , ook dit is echter afhankelijk van het CZV.

4 TOEPASSINGSGEBIED

In Nederland wordt chemische oxydatie tot nu toe voornamelijk toegepast in de afvalwaterzuivering, daarnaast vinden een klein aantal grondwaterzuiveringen plaats. In het buitenland is geavanceerde oxydatie een tiental keren toegepast. Het hieronder weergegeven toepassingsgebied is gebaseerd op zowel binnen- als buitenlandse informatie.

Bij cyanide-oxydatie met hypochloorzuur zijn concentraties tot 100 $\mu g/l$ haalbaar.

Met het katalytische oxydatieproces zijn de volgende resultaten behaald;

Tabel IV.2 Zuivering van grondwater met behulp van katalytische oxydatie [bron: EPS].

Verontreiniging	Influent [$\mu g/l$]	Effluent [$\mu g/l$]	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

* gegevens uit laboratorium- of pilotproeven

** praktijktoepassing op grondwater

*** bij een hoog CZV-gehalte wordt het organische materiaal het eerst geoxideerd. Behandeling van cyanide vergt dan een langere verblijftijd in de reactor.

Voor de behandeling van grondwater met UV/Ozon zijn de volgende waarden gevonden:

Tabel IV.3 Zuivering van grondwater met behulp van Ozon/UV [bron: Welshans en EPS].

Verontreiniging	Influent [$\mu\text{g/l}$]	Effluent [$\mu\text{g/l}$]	Rendement [%]
Monochloorbenzeen	7.900	1,0	> 99,9
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
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
Extraheerbaar organisch chloor	810	3,3	99,6
Naftaleen	25	0,5	98

* Het lage rendement wordt deels veroorzaakt door dimensionering op TCE.

Uit het bovenstaande kan geconcludeerd worden dat de volgende concentraties in principe haalbaar lijken te zijn met chemische oxydatie. Dat een concentratie haalbaar is betekent niet dat dit onder alle omstandigheden kosteneffectief kan gebeuren.

BTEX	< 1	$\mu\text{g/l}$	PAK's	< 5	$\mu\text{g/l}$
Naftaleen	< 1	$\mu\text{g/l}$	Chlooralkanen	5	$\mu\text{g/l}$
Chlooralkanen	< 5	$\mu\text{g/l}$	Chloorfenolen	< 1	$\mu\text{g/l}$
Chloorbenzeen	1	$\mu\text{g/l}$	Cyanide	100	$\mu\text{g/l}$

5 KOSTEN

De kosten van chemische oxydatie worden voor een groot deel bepaald door het chemicaliënverbruik en daardoor sterk afhankelijk van de concentratie van en het type verontreiniging. Een richtprijs hiervoor ligt in de ordegrootte van 1,00 - 1,50 f/m³.

Uitgaande van de uitgangspunten van het algemene kostenmodel, zoals beschreven in bijlage 2, is door WEDECO voor het Ozon/UV-proces de volgende kostenindicatie aangegeven;

Bemaling	f 2,00 tot f 3,00 per m ³ gezuiverd	f 20.000,= tot f 300,= per kg verwijderd
Sanering	f 1,00 tot f 3,00 per m ³ gezuiverd	f 10.000,= tot f 300,= per kg verwijderd
Beheersing	f 3,00 tot f 7,00 per m ³ gezuiverd	f 30.000,= tot f 700,= per kg verwijderd

Voor het katalytische oxydatieproces wordt door EPS de volgende kostenindicatie gegeven;

Bemaling	f 2,00 tot f 5,00 per m ³ gezuiverd	f 20.000,= tot f 500,= per kg verwijderd
Sanering	f 6,50 tot f 7,50 per m ³ gezuiverd	f 65.000,= tot f 750,= per kg verwijderd
Beheersing	± f 35,= per m ³ gezuiverd	> f 3.500,= per kg gezuiverd

Beide kostenindicaties gelden voor monocyclische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en gechloreerde koolwaterstoffen in de influentrange van 100 tot 10.000 $\mu\text{g/l}$.

Door de producenten worden een aantal kanttekeningen geplaatst bij deze kostenindicatie;

- Het investeren in, en het bedienen van een ozon-installatie gedurende 2 maanden bij bemaling lijkt zonder gegarandeerde inzet daarna niet haalbaar;
- De kosten van zuivering worden slechts zeer beperkt bepaald door de effluenteis;
- In een aantal gevallen kan ozon/waterstofperoxyde of waterstofperoxyde/UV een gunstiger kostenplaatje laten zien.

6 **BEDRIJFSZEKERHEID**

Bovengenoemde oxydatietechnieken staan bekend om hun grote bedrijfszekerheid. Bij gebruik van UV vormt het vervangen van de lampen een vaak wederkerende handeling, die tot onderbreking van het zuiveringsproces leidt.

7 **MILIEUBELASTING**

7.1 **Emissies naar lucht**

Bij gebruik van ozon als oxydator 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 rest-emissie.

7.2 **Emissies naar water**

Niet oxydeerbare verontreinigingen kunnen in het effluent achterblijven. Indien het influent gechlordeerde koolwaterstoffen bevat wordt het de zoutvracht van het water verhoogd. Bij onvolledige oxydatie kunnen organische zuren ontstaan.

7.3 **Energieverbruik**

Het ECOCLEAR-proces verbruikt circa 0,5 kWh per m³ grondwater. Bij het ozon/uv-proces van WEDECO wordt circa 0,5 tot 5 kWh per m³ grondwater verbruikt, afhankelijk van de concentratie van de verontreiniging, het CZV-gehalte en de effluenteis.

7.4 **Afvalproductie**

Een voordeel van chemische oxydatie is dat de verontreinigingen geheel worden omgezet naar CO₂, water en eventueel chloriden, zodat geen afval wordt geproduceerd. Het katalysatorbed dat wordt toegepast bij katalytische oxydatie kan na afschrijving worden geregenereerd en toegepast als actieve kool of wordt gestort.

8 **ONTWIKKELINGSSTADIUM**

Chemische oxydatie wordt toegepast bij het oxyderen van cyanidehoudend grondwater. De ozon oxydatietechnieken worden veelvuldig toegepast in de afvalwaterzuivering en de drinkwaterbereiding. Bij het zuiveren van onttrokken grondwater is anno 1994 slecht in een tweetal gevallen ervaring opgedaan. Katalytische oxydatie is een relatief nieuwe techniek waarmee slechts enkele jaren ervaring is opgedaan. TNO voert momenteel onderzoek uit naar fotokatalytische oxydatie. Daarbij wordt een vaste katalysator en UV-A licht gebruikt om zuurstof te activeren en hydroxylradicalen te vormen.

9 **GEBRUIKTE LITERATUUR**

- Aarsen F.G. van den en Swaaij W.P.M. (1989) Het photozone-APO proces in relatie tot de verwerking van HKW houdende afvalstromen en de vorming van ongewenste nevenprodukten. Rapport in opdracht van VROM/DGM.
- Breton M. et al. (1986) Technical resource document: Treatment technologies for solvent containing wastes. US EPA document EPA/600/2-86/095.
- Campen J.P. (1992) ECOCLEAR: Een kosteneffectieve oxydatietechnologie voor zuivering van verontreinigde waterstromen. Eco Purification Systems BV rapport.
- IWACO (1990). Cursus grondwaterzuiveringstechnieken.
- Joziassse J., H.B. Pols (1990). De behandeling van industrieel afvalwater in de toekomst, deel I: Oxydatietechnieken, RIZA-werkdocument 91.142X-I.
- Leitzke O. (1992) Aufbereitung kontaminierter Grundwässer mit der Ozon/UV-Kombination. Wasser-Boden-Luft.
- Ollis D.F., Pelizzetti Ezio en Serpone Nick (1991). Destruction of water contaminants. Environmental Science and Technology, Vol. 25, No. 9, pp 1523-1529.
- Postma H.J.W., (1988). Nieuwe grondwaterzuiveringstechnieken bij bodemsanering, DBW/RIZA nota 88.028.
- Wiering A.C.F. en Joziassse J. (1990) Monografieën Informatiesysteem Technieken. RIVM rapport 736101008.
- Welshans G., Topudurti K., Sootkoos B., e.a. (1990) Ultrax international ultraviolet radiation/oxidation technology. US EPA Application analysis report, EPA/540/A5-89/012.

V PRECIPITATIE

1 SOORT TECHNIEK

Precipitatie is een fysisch-chemisch proces waarbij stoffen, die in ionvorm aanwezig zijn in het grondwater, met toegevoegde chemicaliën een onoplosbare neerslag (precipitaat) vormen. Het gevormde precipitaat, meestal een metaalzout, wordt in een volgende processtap uit het grondwater verwijderd.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

- Aan de nevenverontreinigingen in het grondwater, zoals bijvoorbeeld hardheid en ijzergehalte. Het ijzer- en kalkgehalte heeft grote invloed op het verbruik van chemicaliën en op de hoeveelheid en de kwaliteit van het vrijkomend slib.
- De pH is van belang omdat bijvoorbeeld metaalhydroxiden alleen bij de goede basische omstandigheden optimaal neerslaan.
- Cyaniden in het grondwater kunnen door complexering met metaalionen voorkomen dat er een neerslag van metaalzouten gevormd wordt, waardoor metalen moeilijk zijn af te scheiden.

2.2 Voorbehandeling

Bevat het grondwater bezinkbare onopgeloste deeltjes dan kan sedimentatie toegepast worden. Indien de pH te laag is dan wordt deze met loog gecorrigeerd. Een te hoge pH zal in de praktijk niet voorkomen. Een hoog ijzergehalte kan verlaagd worden door voor-oxydatie (beluchting) gevolgd door sedimentatie. Schommelingen in de samenstelling van het influent kunnen ondervangen worden door toepassing van een bufferbassin. Hierdoor kunnen de procesomstandigheden constant blijven, waardoor weinig toezicht op de bedrijfsvoering nodig is.

2.3 Behandeling

De vorming van het precipitaat kan op meerdere wijzen gerealiseerd worden. Veel gebruikte methoden zijn ionische en reductieve precipitatie.

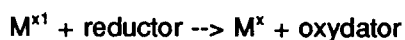
De ionische precipitatie kan met de volgende algemene reactie vergelijking worden beschreven.



x,y zijn hierbij de ladingen van respectievelijk het te verwijderen ion M en het ion R waarmee de precipitatie plaatsvindt.

Een veel toegepaste reactie van dit type is de vorming van metaalhydroxyden door het toevoegen van loog. Kationen kunnen ook met sulfaat, sulfide, carbonaat en een aantal andere anionen onoplosbare verbindingen vormen.

Bij precipitatie door reductie, wordt een hulpstof toegevoegd die de te verwijderen ionen reduceert, waarna deze gereduceerde vorm van de stof een neerslag vormt. De volgende reacties treden dan op:



Hierbij is x1 de oorspronkelijke valentie van het te verwijderen ion. De overige symbolen hebben dezelfde betekenis als hierboven. Metaalionen kunnen ook direct tot hun metallische vorm gereduceerd worden.

Bij precipitatie worden zware metalen door dosering van chemicaliën zoals hydroxide en sulfide onoplosbaar gemaakt. Omdat de sulfides van de meeste metalen slechter oplosbaar zijn dan de overeenkomstige hydroxides kunnen in het eerste geval in principe hogere rendementen worden bereikt. Omdat de precipitaten van sulfides kleinere vlokken vormen en hierdoor moeilijker zijn af te

scheiden wordt het uiteindelijke rendement bepaald door de filtratiestap. Filtratie kan plaatsvinden middels een zandfilter of eventueel via microfiltratie. Coagulatie en flocculatie wordt uitgevoerd om het colloïdale neerslag om te vormen tot goed af te scheiden vlokken. Hiertoe wordt een vlokmiddel (ijzerchloride) en een vlokhulpmiddel (poly-electrolyet; een lange polymeerketen) gedoseerd. Deze techniek wordt beschreven in hoofdstuk VI van deze appendix.

Van de zware metalen kan arseen slechts door coprecipitatie met ijzer worden verwijderd. Deze techniek is op dezelfde wijze in beschouwing genomen als de precipitatietechnieken. Cyanide kan via precipitatie met ferrosulfaat worden neergeslagen.

Een neveneffect dat optreedt bij precipitatie is adsorptie aan of insluiting in de gevormde vaste stof. Hierdoor kunnen andere verontreinigingen die geen neerslag vormen toch voor een deel verwijderd worden. Zie onder de techniekbeschrijving van de coagulatie/flocculatie voor nadere informatie hierover.

De uitvoering van het proces bestaat uit het toevoegen van de benodigde chemicaliën aan het grondwater in een voortdurend geroerd vat. De verblijftijd in het reactorvat wordt bepaald door het type reactie en de vorm waarin de chemicaliën worden toegediend. Ionische precipitatie verloopt veel sneller dan de reductieve precipitatie. Chemicaliën die in vaste vorm worden toegediend verlengen eveneens de verblijftijd, omdat er slechts een klein oppervlak voor de reactie beschikbaar is. Afhankelijk van de korrelgrootte van de vaste stof kan een verblijftijd van enkele minuten tot uren noodzakelijk zijn. Om een volledig neerslag te krijgen moet in het algemeen een overmaat aan reagens toegevoegd worden. De overmaat is een compromis tussen de kosten van de extra toe te voegen chemicaliën, de gewenste effluentwaarde voor de verontreiniging en de milieubelasting van de in het effluent overblijvende overmaat.

Een alternatieve precipitatietechniek wordt gevormd door de korrelreactor. Bij deze techniek vindt de precipitatie plaats op entkristallen (bijvoorbeeld zandkorrels) die in een gefluïdiseerde toestand verkeren. Deze techniek is vooral van belang voor hoge concentraties influent en is dus in het algemeen niet toepasbaar voor sanering van grondwater.

2.4 Nabehandeling

Na de vorming van het precipitaat dient dit in een volgende processtap verwijderd te worden. Hiervoor gebruikte technieken zijn sedimentatie, flotatie en filtratie. Om beter afscheidbare deeltjes te krijgen kan een vlokmiddel toegevoegd worden. Vaak kan de precipitatie en de navolgende verwijdering van het gevormde slib in één apparaat gecombineerd worden.

2.5 Kritische punten

De haalbare concentratie van de verontreiniging in het effluent is van een aantal factoren afhankelijk:

- De theoretisch laagst haalbare restconcentratie wordt bepaald door het oplosbaarheidsproduct van het precipitaat. Sulfiden hebben een veel lager oplosbaarheidsproduct dan de overeenkomstige carbonaten en hydroxiden. Sulfiden zijn echter weer lastiger te verwijderen door de kleinere afmetingen van de gevormde vlokken.
- Een lage pH verhindert in het algemeen de vorming van een neerslag, met uitzondering van de precipitatie met sulfide. Echter ook een te hoge pH kan door de complexvormende werking van OH^- een volledige neerslag verhinderen. Bij precipitatie met calciumhydroxyde (kalkwater) moet rekening gehouden worden met kalkafzetting in de toevoerleidingen.
- Door verandering van het kalk/koolzuurevenwicht (een maat voor de afwijking van het bicarbonaatevenwicht) kan aantasting van de riolering optreden.
- Nevenverontreinigingen zoals ijzer kunnen het chemicaliëngebruik sterk doen stijgen.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

De procesvoering kan bij kleine hoeveelheden te reinigen grondwater batch-gewijs geschieden. Grotere hoeveelheden worden in een continue proces behandeld, waarbij de restconcentratie van de verontreiniging hoger is dan wanneer een batch-gewijze behandeling plaatsvindt. De inzet van de techniek hangt nauwelijks af van concentratie van de verontreiniging in het grondwater. Het ener-

gieverbruik bij deze techniek is laag en bestaat vrijwel uitsluitend uit de elektrische energie die nodig is voor het verpompen en mengen van de vloeistofstromen.

4 TOEPASSINGSGEBIED

Het rendement van zuivering via precipitatie is sterk afhankelijk van de nabehandeling. Voor het toepassingsgebied van precipitatie verwijzen we daarom naar hoofdstuk VI van deze appendix.

5 KOSTEN

Precipitatie wordt vrijwel altijd toegepast in combinatie met coagulatie/flocculatie. Bespreking van de kosten van precipitatie vindt daarom plaats in de hoofdstuk VI van deze appendix.

6 BEDRIJFSZEKERHEID

De eenvoud van de gebruikte apparatuur verzekert een hoge betrouwbaarheid van techniek. De benodigde deskundigheid voor de bedrijfsvoering is laag. Het rendement wordt sterk beïnvloed door de aanwezigheid van complexen of complexvormers

7 MILIEUBELASTING

7.1 Emissies naar water

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.

7.2 Emissies naar lucht

Bij het gebruik van sulfiden kan H_2S vrijkomen. Gezien de lage reukgrens ($<0,1$ ppm) en de hoge giftigheid (MAC-waarde 10 ppm) van deze stof moet emissie worden voorkomen.

7.3 Geluid

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

7.4 Stank

Bij gebruik van sulfide als precipitatiemiddel kan door het instellen van de juiste pH stankoverlast door H_2S worden voorkomen.

8 GEBRUIKTE LITERATUUR

- Grontmij nv, Nieuwe grondwaterzuiveringstechnieken bij bodemsanering, DBW/RIZA nota 88.028, augustus 1988
- CUWVO, Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen, aanbevelingen met betrekking tot de lozing van niet zuurstofbindende stoffen met grondwater afkomstig bij bodemsaneringen, CUWVO VI rapport, april 1989.
- Melick M.J. van, Drinkwaterbereiding, Collegedictaat Post-HBO cursus milieutechnologie Hogeschool West Brabant, 1991.
- TAUW Infra Consult, Grondwaterbehandeling bij bodemsanering, DBW/RIZA nota 86.023, oktober 1986.
- Reiniging van grondwater van voormalige gasfabrieksterreinen, Ministerie van VROM, Reeks Bodembescherming nr. 53, oktober 1985, ISBN 90 12 05329 3.
- DHV, Reiniging van verontreinigd grondwater van een voormalig gasfabrieksterrein (resultaten van een praktijkonderzoek), DBW/RIZA nota 88.007, maart 1988.
- TAUW Infra Consult, Interne projecten, 1988.
- Databestand grondwatersaneringen DWB/RIZA, 1988.
- Adviesbureau BKH, Optimalisatie van fysisch/chemische zuivering van door de galvanische en aanverwante industrie verontreinigd grondwater, DBW/RIZA.
- Jong P. de, Onderzoek grondwater reiniging TOP Leeuwarden, DBW/RIZA nota 90.025, mei 1990.
- Kruize, R.R., Meijers, A.P., Onderzoek naar de werking van vlokhulpmiddelen, H_2O (1981), 14, nr. 18, pag. 407-412.

VI COAGULATIE/FLOCCULATIE

1 SOORT TECHNIEK

Coagulatie en flocculatie zijn in feite twee verschillende technieken om slecht bezinkbare en colloïdale bestanddelen uit grondwater te verwijderen. Ze worden echter zo vaak in combinatie met elkaar gebruikt dat we ze hier als een techniek zullen behandelen. Onder coagulatie of chemische klaring verstaan we het destabiliseren van emulsies en colloïdale deeltjes door toevoegen van chemicaliën, zodat samenklontering tot grotere agglomeraten (vlokken) mogelijk is. Flocculatie is het proces van vlokvorming en vlogroei dat bevordert wordt door eventueel tragsgewijs roeren en toevoeging van hulpstoffen. De vlokken worden vervolgens in een nabehandelingsstap afgevangen en vormen een hoeveelheid verontreinigd slib dat gestort moet worden.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

De van nature in het grondwater aanwezige stoffen zoals humus, kleideeltjes, calcium, ijzer, magnesium en mangaan zijn belangrijk voor de hoeveelheid benodigde chemicaliën, het rendement van de techniek en de hoeveelheid vrijkomend slib. De afvoer van het slib en het verbruik van de chemicaliën spelen op hun beurt weer een belangrijke rol in de totale kosten. In de praktijk is coagulatie/flocculatie een minder eenvoudige techniek aangezien de samenstelling van het influent sterk kan wisselen. Dit betekent dat de chemicaliën dosering steeds aangepast moet worden wat de techniek arbeidsintensief maakt.

2.2 Voorbehandeling

Veel toegepaste voorbehandelingen zijn bezinking en/of egalisatie. Bezinking heeft tot doel het verbruik van chemicaliën terug te dringen. Egalisatie vermindert fluctuaties in de concentraties van de te verwijderen verontreinigingen, waardoor de dosering van de chemicaliën optimaal kan plaatsvinden.

2.3 Behandeling

Het grondwater wordt in een vat met sneldraaiend roerwerk geleid onder gelijktijdige dosering van een coagulatiemiddel zoals FeCl_3 . Indien het water veel Fe^{2+} bevat kan dit door beluchting omgezet worden in Fe^{3+} . Er hoeft dan geen of weinig coagulant toegevoegd te worden. De coagulant wordt door het intensieve roeren snel en volledig gemengd met het grondwater, waardoor het snelle proces van coagulatie in het gehele vat plaats vindt. Hierdoor is een hoog debiet mogelijk met een relatief kleine installatie.

Een alternatieve methode van destabilisatie van de colloïdale deeltjes is electrochemische coagulatie. Door over ijzer of aluminium elektroden een gelijkspanning aan te leggen worden Fe^{3+} , respectievelijk Al^{3+} ionen in oplossing gebracht.

De toegevoegde meerwaardige kationen destabiliseren de emulsies en colloïdale deeltjes waarna samenklontering (coagulatie) mogelijk wordt. In een volgend vat vindt vlokvorming (flocculatie) plaats. De snelheid van dit proces wordt bepaald door de botsingskansen van de deeltjes. Bij de kleinste deeltjes is diffusie de belangrijkste factor in het botsingsproces. Bij grotere deeltjes speelt de verplaatsing door de stromingen in het water een overheersende rol. Door het tweede vat eveneens te roeren kan aan de laatste voorwaarde voldaan worden. Er dient echter voor gewaakt te worden de roersnelheid te hoog op te voeren. Bij hoge roersnelheden vindt mechanische beschadiging van de vlokken plaats.

Om sterkere vlokken te verkrijgen wordt een vlokhulpmiddel (polyelectrolyet) toegevoegd. Als neveneffect van de toevoeging van deze hulpstof verbetert bovendien de kwaliteit van het vrijkomende slib door een verdergaande ontwatering. Bij de drinkwaterbereiding blijkt nog een ander gunstig effect van de dosering van polyelectrolyet. In de wintermaanden wanneer het water een lagere temperatuur heeft verloopt de uitvlokking slecht. Het polyelectrolyet zorgt er bij deze lage temperatuur toch voor dat er een goede uitvlokking zoals in de zomermaanden plaatsvindt.

Ter ondersteuning van het uitvlokproces wordt de pH door toevoegen van loog op de optimale waarde ingesteld. Dit heeft als neveneffect dat coprecipitatie van metaalhydroxydes plaats vindt. Deze positief geladen hydroxides adsorberen eventueel nog aanwezige negatieve sol-deeltjes. Tijdens de flocculatie worden ook opgeloste organische stoffen deels geadsorbeerd aan en ingesloten door de vlokken.

2.4 Nabehandeling

Afhankelijk van de gevormde vlokken en lozingseisen wordt gekozen voor bezinking, flotatie of filtratie. Voor grote zware vlokken ligt bezinking voor de hand. Flotatie wordt gekozen voor lichte volumieuze vlokken. Indien kleine vlokken verwijderd moeten worden, kiest men voor een geschikte filtratie methode. Indien verontreinigingen aanwezig zijn die niet afdoende met coagulatie/flocculatie en de nabehandeling verwijderd kunnen worden, dient hierna een voor deze verontreinigingen specifieke verwijderingstechniek toegepast te worden.

2.5 Kritische punten

- In de praktijk blijkt dat fluctuaties in de concentraties van de verontreinigingen in het grondwater een nadelige invloed hebben op de werking van de coagulatie/flocculatie. Om dit probleem op te lossen kan een bufferbassin worden gebruikt (egalisatie), waardoor het te behandelen water constanter van samenstelling wordt en zodoende ook de dosering van chemicaliën minder kritisch wordt.
- Complexvorming door bijvoorbeeld cyanides kan nadelig zijn voor een volledige vlokvorming. Toevoeging van coagulatie/flocculatiemiddelen kan de pH doen veranderen waardoor het kalk-koolzuurevenwicht verandert. Dit kan neerslag van calciumcarbonaat (kalk) tot gevolg hebben.
- Humus, ijzer, mangaan en andere nevenverontreinigingen hebben verhoging van het chemicaliënverbruik en de hoeveelheid slib dat vrijkomt tot gevolg.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

Energieverbruik ongeveer 6 kWh per m³
Chemicaliën-verbruik dosering van ijzerchloride bij coagulatie bedraagt circa 5 mg Fe³⁺/l.
 dosering van polyelektroliet bij flocculatie bedraagt circa 2 mg/l.
 bij cyanideprecipitatie wordt circa 5 kg FeSO₄ per kilogram cyanide toegevoegd.

4 TOEPASSINGSGEBIED

Omdat coagulatie/flocculatie in veel gevallen wordt gecombineerd met precipitatie worden beide technieken hier gezamenlijk behandeld.

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

Bij een 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 middels bezinking en/of filtratie. Voor een techniekbeschrijving van bezinking verwijzen we naar hoofdstuk X, zandfilters worden beschreven in hoofdstuk I en membraanfiltratie in hoofdstuk VIII van deze appendix.

Coagulatie/Flocculatie dient altijd gebruikt te worden met een nabehandelingsstap waarbij de gevormde vlokken uit het grondwater kunnen worden verwijderd. Dit is mogelijk via een lamellenbezinker, filtratie met een zandfilter of via membraanfiltratie. In tabel VI.1 worden de resultaten vermeld die in de praktijk zijn gehaald.

Tabel VI.1 *Praktijkresultaten van zuivering van precipitatie en coagulatie/flocculatie met nabehandeling.*

Verontreiniging	Influent [µg/l]	Effluent [µg/l]	Rendement [%]
Cadmium	750 - 500	14 - 8	98
Lood	5.900	200	97
Chroom	3.000	10 ¹	> 99,5
Koper	1.400	300 ¹	80
Nikkel	5.500 - 250	630 - 100 ¹	10 - 95
Zink	250.000 - 2.000	6.400 ² - 70	96 - 97
Cyanide	1.500 - 45	100 - 5	90 - 93

1) nabehandeling met zandfiltratie en actieve koolfilter.

2) installatie was ruim ondergedimensioneerd.

5 KOSTEN

Een indicatie van de kosten van zuivering met precipitatie, coagulatie/flocculatie is berekend aan de hand van het kostenmodel dat is ontwikkeld door Tauw Milieu (zie bijlage 2). Vanaf circa 100 mg/l stijgen de kosten exponentieel vanwege het grote aandeel van de afvalkosten.

Bij de berekeningen is van het volgende uitgegaan:

Systembeschrijving:

- opvoerpomp;
- beluchte influentbuffer;
- neutralisatietank met OH⁻ of -S²⁻ dosering, met roerwerk en pH-regeling;
- flocculatietank met Fe- en PE-dosering, bestaande uit drie compartimenten met roerwerken. In de praktijk wordt ook vaak een buizenflocculator toegepast;
- lamellenafscheider met slibpomp;
- eventuele zandfiltratiestap inclusief opvoerpomp en terugspoelvoorzieningen;
- slibindikker

Overige uitgangspunten:

- Fe-dosering voor coagulatie en flocculatie: 25 mg/l;
- kosten chemicaliën:
 - f 0,51/kg Fe op basis van ijzerchloride;
 - f 2,11/kg OH⁻ op basis van natronloog;
 - f 3,60/kg S²⁻ op basis van natriumsulfide.
- zowel bij de hydroxideprecipitatie als bij de sulfideprecipitatie is uitgegaan van de optimale pH voor een specifiek metaal;
- bij de pH-aanpassingen is rekening gehouden met een bufferend vermogen van het grondwater (10 meq HCO₃⁻/l);
- dosering sulfide tot 2 * de stoichiometrische hoeveelheid;
- in tabel VI.2 is per metaal en per normniveau weergegeven welke techniek wordt toegepast.
- bij de afvoer van slib is rekening gehouden met het feit dat bij een bepaald influentgehalte het slib als chemisch afval moet worden beschouwd. Dit is per metaal verschillend.

Tabel VI.2 *Overzicht techniek per metaal bij twee effluenteisen*

metaal	Streefwaarde grondwater	CUWVO-richtlijn
Cd	S ² -prec. + ZF + ionw ²	S ² -prec. + ZF
Hg	S ² -prec. + ZF + ionw ²	S ² -prec. + ZF
Cu	S ² -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Ni	OH ⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Pb	S ² -prec. + ZF	S ² -prec.
Zn	S ² -prec. + ZF	OH ⁻ -prec.
Cr	OH ⁻ -prec. + ZF	OH ⁻ -coprec.
As	(coprec + Fe) + ZF	(coprec. + Fe)

Opmerking 1 (algemeen): in dit geval (PCF) is zandfiltratie opgenomen in het kostenmodel voor de techniek. Het betreft hier ook een nabehandeling.

Opmerking 2 (*2) : ionenwisseling is niet opgenomen in het kostenmodel voor PCF. Bij de voor deze techniek (PCF) berekende kosten (f/m³ of f/kg) dienen de kosten voor ionenwisseling bij normniveau 1 uit de overeenkomstige file te worden opgesteld. Voor influentconcentratie van de ionenwisselingsstap kan in beide gevallen 1 µg/l worden aangehouden.

De kosten van precipitatie, coagulatie en flocculatie zijn hieronder indicatief weergegeven

Bemaling	OH ⁻ -precipitatie	± f 5,00 per m ³ gezuiverd
	S ² -precipitatie	± f 5,00 per m ³ gezuiverd
Sanering	OH ⁻ -precipitatie	f 1,00 tot f 3,00 per m ³ gezuiverd
	S ² -precipitatie	f 1,00 tot f 3,00 per m ³ gezuiverd
Beheersing	OH ⁻ -precipitatie	f 6,00 tot f 7,00 per m ³ gezuiverd
	S ² -precipitatie	f 6,00 tot f 7,00 per m ³ gezuiverd

Wanneer aanvullend gebruik wordt gemaakt van een zandfilter worden de kosten f 0,50 tot f 2,00 per m³ gezuiverd hoger. Aanvullend gebruik van een ionwisselaar verhoogd de kosten met ongeveer f 2,00 tot f 5,00 per m³ gezuiverd.

Bovenstaande kosten zijn modelmatig bepaald en geven een indicatie van de kosten voor de gekozen uitgangssituaties. Lozingsnormen, de zuiveringsperiode en debieten hebben een grote invloed op de kostprijs.

6 **BEDRIJFSZEKERHEID**

Door de eenvoud van de constructie en de jarenlange ervaring met de techniek is de bedrijfszekerheid van coagulatie/flocculatie vrij groot. De bedrijfsvoering is eenvoudig bij een constante influentkwaliteit. Het proces is robuust en er is veel praktijkervaring.

7 **MILIEUBELASTING**

7.1 **Emissies naar water**

Door toevoeging van coagulatie- en flocculatiehulpstoffen zal het zoutgehalte van het effluent toenemen. Door voorbezinking kan de hoeveelheid benodigde hulpstoffen verminderd worden.

7.2 **Emissies naar lucht**

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.

7.3 Afvalstoffen

Een intrinsieke eigenschap van de coagulatie/flocculatie techniek 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 worden gestort.

7.4 Energieverbruik

Er is energie nodig voor mixers en (doseer)pompen, gemiddeld bedraagt is het energieverbruik circa 6 kWh/m³ behandeld grondwater.

7.5 Geluid

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

8 GEBRUIKTE LITERATUUR

- Habashi, F., Hydrometallurgy, C&EN, February 8 (1982), pag. 46-58.
- Poon, C.P.C., Removal of cadmium from wastewaters, Experientia, 40 (1984), pag.127-136.
- Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie, 4. Auflage, Vol 6, Verlag Chemie, Weinheim (1977).
- Sedimentatie onder invloed van de zwaartekracht, Proef monografie (1988), TNO Ref.nr. 88-04762
- Ros, J.P.M., Berekeningsresultaten met het model galvanisch bedrijf, RIVM september 1986, rapportnr. 851401002.
- Joziase J., Wiering A.C.F., Monografiën informatiesysteem technieken, Compartiment afvalstoffen, TNO/RIVM rapportnr. 736101005, augustus 1992.
- Adviesbureau BKH, Optimalisatie van fysisch/chemische zuivering van door de galvanische en aanverwante industrie verontreinigd grondwater, Opdrachtgever: RIZA/DBW
- Shaul G. M., "RREL Treatability Database", Risk Reduction Engineering Laboratory, EPA, 26 W. Martin Luther King Drive, Cincinnati, Ohio 45268.

VII IONENWISSELING

1 SOORT TECHNIEK

Een ionenwisselaar bestaat uit (veelal synthetisch) vast materiaal dat in staat is ionen meer of minder sterk aan zich te binden. Onderscheiden kunnen worden kation- 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 de uitwisseling van negatief geladen ionen (anionen); kationenwisselaars worden gebruikt voor de uitwisseling van positief geladen ionen (kationen).

Een speciaal type kationenwisselaar is de zogenaamde chelaterende ionenwisselaar, waarbij bepaalde metalen zeer stabiele complexe vormen met de functionele groepen op het dragermateriaal in discrete pH-gebieden.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

Bij toepassing van een ionenwisselaar moet rekening worden gehouden met vervuulende componenten die de ionenwisselaar onbruikbaar kunnen maken, zoals gesuspendeerde deeltjes, neerslagen van calciumsulfaat, mangaanoxyde of ijzeroxyde, bacteriële groei, aromaten of oxyderende stoffen. Omdat de te binden verontreinigingen kunnen worden uitgewisseld tegen H^+ -ionen, is ook de zuurgraad van belang.

2.2 Behandeling

Ionenwisseling kan batchgewijs en continu worden uitgevoerd. Batchgewijze procesvoering in gepakte bedden en continue procesvoering in twee parallelle gepakte bedden, "moving" bed of fluïde bedreactoren. Het ionenwisselingsproces in een gepakt bed komt het meest voor en is in vier processtappen op te delen;

- 1) ionenwisseling van ionen uit het grondwater tegen ionen uit de ionenwisselaar. Er bestaan ionselectieve harsen die met voorkeur een bepaald ion adsorberen. Hierdoor kan worden voorkomen dat grote hoeveelheden calcium-, ijzer- en mangaanionen aan het hars adsorberen waardoor de effectiviteit van de reiniging wordt vergroot. Met behulp van een pH-regelaar kan de waterstroom op de optimale zuurgraad worden gehouden. Enerzijds om optimale adsorptie van verontreinigingen te garanderen, anderzijds om flocculatie van (neven-)verontreinigingen tegen te gaan.
- 2) uitspoelen van het grondwater
- 3) regeneratie van de ionenwisselaar met zuur of base. Voor het regenereren maakt men gebruik van een oplossing met een hoge concentratie van het kation of anion dat oorspronkelijk aan de ionenwisselaar was gebonden, meestal een sterk zure oplossing (H^+ -ionen). De hoeveelheid regeneratie vloeistof die benodigd is hangt af van de graad van regeneratie en de ligging van het evenwicht die per harssoort verschilt. De regeneratiefrequentie is afhankelijk van de vracht.
- 4) uitspoelen van de regeneratievloeistof voor het aanbrengen van optimale omstandigheden voor uitwisseling. De uitspoelvloeistof om de nog aanwezige regeneratievloeistof uit het ionenwisselaarbed te verdringen bestaat meestal uit gedeïoniseerd of gedestilleerd water. De hoeveelheid die hiervan nodig is ligt rond de 5 tot 10 maal het ionenwisselaarbed volume.

Het totaal aan beschikbare bindingsplaatsen staat bekend als de capaciteit van de ionenwisselaar uitgedrukt in equivalenten per gram droge stof. De capaciteit van een ionenwisselaar varieert tussen 0,5 en 2,5 eq/kg ionenwisselaarmateriaal, afhankelijk van het type ionenwisselaar.

2.3 Kritische punten

Beschadiging van functionele groepen van het hars is mogelijk door oxyderende stoffen. Ionenwisselaars kunnen verontreinigingen selectief verwijderen. Een hoge concentratie ijzer, calcium of mangaan in het water kan de effectiviteit van de zuivering echter negatief beïnvloeden. Beluchting van het water en opeenvolgend sedimentatie en zandfiltratie kan worden toegepast om het grootste deel van deze nevenverontreinigingen te verwijderen.

Daarnaast kan vervuiling of verstopping kan optreden door:

- gesuspendeerde deeltjes;
- precipitaten van calcium, ijzeroxide of mangaanoxide;
- bacteriële aangroei;
- bepaalde organische stoffen, bijvoorbeeld aromaten.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

De pH-range is afhankelijk van type ionenwisselaar;

- sterk basische ionenwisselaar pH 0 - 14
- zwak basische ionenwisselaar pH < 10
- sterk zure ionenwisselaar pH 0 - 14
- zwak zure ionenwisselaar pH > 4

Drukken tot 0,15 - 0,25 MPa zijn toelaatbaar. Bij hogere drukken treedt mechanische beschadiging van de deeltjes op.

Het dragermateriaal bestaat in organische en anorganische vorm die beide weer zijn onder te verdelen in natuurlijk en synthetisch materiaal.

organisch/synthetisch	anorganisch/natuurlijk	anorganisch/synthetisch
<ul style="list-style-type: none">• synthetische harsen met functionele groepen.• bruin- of steenkool voorzien van sulfongroepen	<ul style="list-style-type: none">• aluminiumsilicaten• klei	<ul style="list-style-type: none">• pumitit• zeolieten

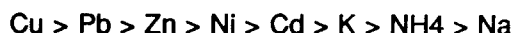
4 TOEPASSINGSGBIED

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

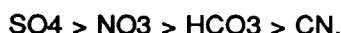
- Metalen en verbindingen daarvan
- Metalloïden en verbindingen daarvan
- Zouten
- Zuren (ook organisch)
- Basen (ook organisch)
- Organische verontreinigingen

Het verwijderingsrendement wordt in hoofdzaak bepaald door de capaciteit en de selectiviteit van de ionenwisselaar en het vóórkomen van nevenverontreinigingen. Algemeen geldende waarden voor de rendementen van een ionenwisselaar liggen tussen de 80 tot meer dan 99 procent. Wanneer ionenwisseling wordt toegepast als nazuiveringsstap zijn concentraties lager dan 10 µg/l haalbaar.

De selectiviteit geeft de affiniteit van de ionenwisselaar aan voor een bepaald ion in relatie tot concurrerende ionen. In het algemeen geldt voor een kationenwisselaar de volgende volgorde in bindingsterkte:



De affiniteit van een anionenwisselaar neemt in het algemeen in de volgende volgorde af:



De ligging van het evenwicht wordt bepaald door de ionenconcentratie in de elektrolyt en indien er meerdere soorten ionen aanwezig zijn, de selectiviteit ten aanzien van het betreffende ion. In tabel VII.1 is een overzicht gegeven van de selectiviteit van

adsorptie van verschillende harsen voor een aantal ionen. Omdat de selectiviteit en beladingsgraad per hars voor ieder ion anders is, is het aan te bevelen via laboratoriumproeven het meest geschikte hars te bepalen.

Tabel VII.1 Selectiviteit van harsen voor een aantal ionen, concentraties in mg/l [bron: Woelders]

	uitgangsconcentratie	GT-23	IRC 718	TP 207	S 100	Chel.20	TP 214
Cadmium	1,45	< 0,01	0,42	0,66	1,25	0,24	0,03
Calcium	2250	2100	1750	1550	860	1650	2100
IJzer	300	190	320	145	170	130	-
Mangaan	73	55	13	38	55	28	-
Zink	18	2,55	1,95	1,25	10	1,35	-
Koper	4,3	0,03	0,27	0,12	2,4	0,16	-

5 KOSTEN

Op basis van het kostenmodel, zie bijlage 2, is een globale indicatie verkregen van de kosten van zuivering met een ionenwisselaar. Het systeem bestaat uit een opvoerpomp met twee ionenwisselaars van 2 m³ in serie. Daarnaast zijn voorzieningen voor opslag van spoelwater en chemicaliën en voor regeneratie aanwezig. De capaciteit van het hars bedraagt circa 0,5 mol zware metalen per liter hars.

Kosten bij bemaling	f 4,00 tot f 7,00	per m ³ gezuiverd grondwater
Kosten bij sanering	f 2,00 tot f 3,00	per m ³ gezuiverd grondwater
Kosten bij beheersing	f 4,00 tot f 7,00	per m ³ gezuiverd grondwater

De kosten gelden voor influentconcentraties van 1 tot 50 mg/l en gelden voor de algemene uitgangssituatie. Nevenverontreinigingen, de zuiveringsperiode en het debiet hebben grote invloed op de kosten.

6 BEDRIJFSZEKERHEID

De levensduur van ionenwisselaars varieert afhankelijk van de toepassing van circa 3 jaar tot maximaal 10 jaar. De complexiteit van het systeem is laag evenals de gevoeligheid van het proces voor storingen. Hierdoor is het proces eenvoudig te bedienen en is de mate van toezicht laag. In het algemeen kan worden gesteld, dat de bedrijfszekerheid van ionenwisselaars hoog is indien de aan de techniek gestelde begrenzingsniet worden overschreden.

7 MILIEUBELASTING

7.1 Emissies naar water

Bij het regenereren van de ionenwisselaar gaan de geadsorbeerde stoffen weer sterk geconcentreerd 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 emissie-eisen die gelden voor bedrijven die deze afvalstroom verwerken bepaalt de uiteindelijke emissie naar water.

7.2 Energieverbruik

Het energieverbruik is relatief laag 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.

7.3 Afvalstoffen

Metaalionen uit het regeneraat zullen door verdere zuivering in vaste afvalstof terecht komen. Bij precipitatie zullen dit over het algemeen metaal hydroxyde slibben zijn.

8 GEBRUIKTE LITERATUUR

- Joziase J. en Wiering A.C.F. (1990) Monografiën informatiesysteem technieken. RIVM rapport 736101008
- Woelders, J.A., Urlings, L.G.C.M. en Pijl, P.P. van der (1989) In-situ remedial action of cadmium-polluted soil by ion exchange. In: Ion exchange for industry, Michael Straet (ed.), Ellis Horwood Limited, Chichester, pp. 169-179.
- Urlings, L.G.C.M. (1990) In situ cadmium removal. In: proceedings of the international symposium on hazardous waste treatment, treatment of contaminated soils.
- Hickey, Thomas A. en Stevens, David K. (1990). Recovery of metals from water using ion exchange, in: second forum on innovative hazardous waste treatment technologies, domestic and international, EPA/540/2-90/010, pp.411-428.

VIII OMGEKEERDE OSMOSE

1 SOORT TECHNIEK

Bij de zuivering van water via omgekeerde osmose (ook wel hyperfiltratie) wordt gebruik gemaakt van een halfdoorlatend membraan. Dit membraan heeft de eigenschap dat watermoleculen erdoorheen kunnen diffunderen, terwijl andere moleculen zoals bijvoorbeeld zouten of organische oplosmiddelen worden tegengehouden. Hierbij komt een gereinigde deelstroom (permeaat) en een kleine deelstroom met een hoge concentratie aan verontreinigingen (concentraat of retentaat) vrij. Omgekeerde osmose is een concentratietechniek, in een vervolgstap moet het concentraat worden gereinigd of hergebruikt.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

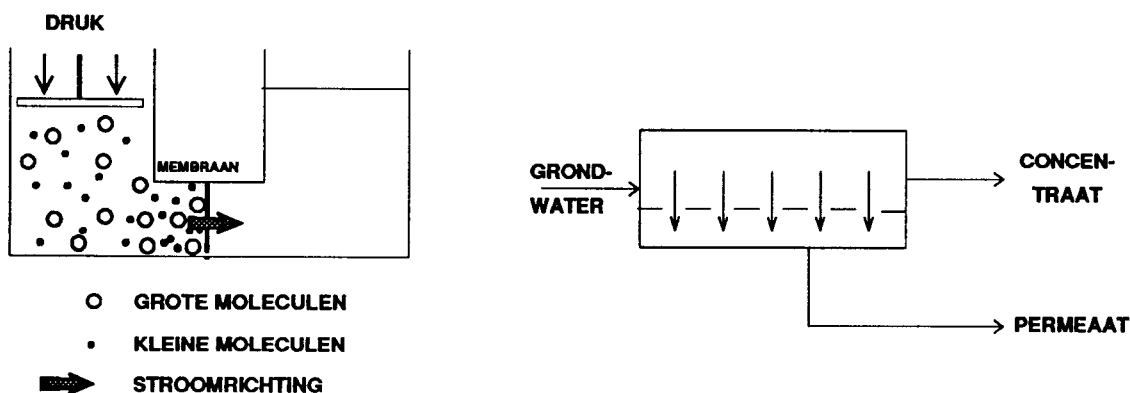
Aan algemene bodemparameters zoals bijvoorbeeld hardheid, ijzergehalte en hoeveelheid gesuspendeerd materiaal dient aandacht te worden besteed in verband met het vervuilen van de membranen. De invloed van het membraanmateriaal op een ongestoorde bedrijfsvoering is vaak een onderschatte parameter. Van groot belang in dit verband zijn de adsorptie-eigenschappen van het materiaal. In grondwater opgeloste verbindingen zoals humuszuren kunnen ten gevolge van hun lading adsorberen aan het membraan. Bij toepassing van membranen wordt in ieder geval een continuproef noodzakelijk geacht, een batchproef is niet betrouwbaar.

2.2 Voorbehandeling

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 zand- of multimedialfilters (zie hoofdstuk i).

2.3 Behandeling

Bij een omgekeerd osmose-proces (zie figuur VIII.1) wordt de ingaande stroom verontreinigd grondwater (de voeding) gescheiden in een gereinigde deelstroom met een lage concentratie aan verontreinigingen (het permeaat) en een deelstroom met een hoge concentratie aan verontreinigingen (het concentraat). Het percentage gereinigde water ten opzichte van de voeding wordt recovery genoemd, de retentiefactor geeft aan welk deel van de verontreinigingen door het membraan wordt tegengehouden.



Figuur VIII.1 Het principe van omgekeerde osmose

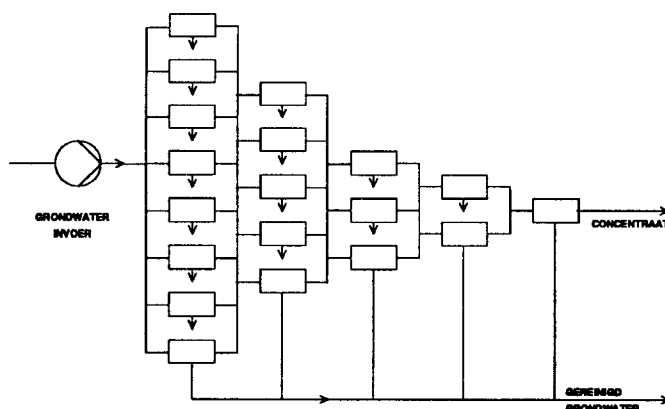
Om water door een omgekeerd osmose membraan te persen moet de osmotische druk van die oplossing worden overwonnen (ter indicatie, de osmotische druk van zeewater, circa 35 g/l zout, bedraagt circa 25 bar). Daarom worden bij dit proces relatief hoge drukken toegepast. De flux over het membraan neemt toe bij hoger worden druk of temperatuur, maar neemt af bij stijgende concentraties aan verontreinigingen (hogere osmotische druk). Meerwaardige ionen en grotere ionen worden beter tegengehouden dan eenwaardige ionen en kleine ionen. Niet alleen ionen maar ook

moleculen ter grote van watermoleculen kunnen worden tegen-gehouden. Elk soort membraan heeft zijn eigen retentie eigenschappen, een hoge retentie gaat meestal gepaard met een lage flux (het membraan is relatief dicht).

Omdat de recovery per membraanmodule beperkt is, is een opeenvolging van modules noodzakelijk om het water tot de gewenste norm te zuiveren. In het algemeen bieden zich hiervoor twee principes aan, het doorloopsysteem en het circulatie-systeem

2.3.1 Doorloopsysteem

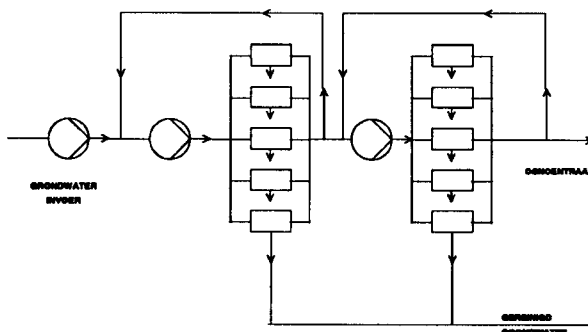
Een hoge recovery wordt hier bereikt door een aantal modules in serie te plaatsen. Daar een deel van het grondwater door het membraan is afgevoerd, wordt de hoeveelheid nog te behandelen grondwater steeds minder. Het aantal elementen parallel neemt daarom af (zie figuur VIII.2).



Figuur VIII.2 Doorloopsysteem, meerdere modules in serie met toenemende concentratie verontreinigingen in het concentraat.

2.3.2 Circulatiesysteem

Bij deze uitvoeringsvorm wordt het te filteren grondwater voortdurend gecirculeerd over het membraanoppervlak. Dit wordt enerzijds gedaan om de vloeistofsnelheid hoog te houden ter beperking van de vervuiling van het membraan, anderzijds omdat de recovery per module gering is. Een aantal malen over het membraan circuleren levert dan een hogere totale recovery op (zie figuur VIII.3).



Figuur VIII.3 Circulatiesysteem, voortdurende recirculatie over het membraan-oppervlak.

2.4 Nabehandeling

Bij reiniging van grondwater met membranen komt altijd een geconcentreerde deelstroom vrij. Reiniging hiervan kan plaatsvinden via gebruik van conventionele technieken. In een aantal gevallen is hergebruik te overwegen om zodoende de reinigingskosten uit te sparen. Het gereinigde permeaat heeft over het algemeen een losbare concentratie aan verontreinigingen.

2.5 Kritische punten

Door lekken of ander defecten aan het membraan kunnen de af te scheiden componenten niet of niet voldoende worden tegengehouden. Het opsporen en verhelpen van lekken en defecten is zeer tijdrovend. Een voordeel is hierbij dat de systemen modulair van opbouw zijn zodat een defecte module relatief eenvoudig kan worden vervangen. Frequente membraanvervanging kan worden ondervangen door een juiste materiaalkeuze en een niet te hoge druk op het systeem.

Een veel voorkomend verschijnsel is membraanvervuiling. Vervuiling resulteert in een lagere flux door het membraan en lagere retenties. Soms is de vervuiling zodanig dat membraanvervanging noodzakelijk is. Vervuiling treedt op in twee vormen:

Scaling

Dit is het neerslaan van zouten op het membraan. Aan het membraan-oppervlak ontstaat als gevolg van de filtratie een hogere zoutconcentratie dan in de bulk van de vloeistof. Hierdoor kan plaatselijk het oplosbaarheidsproduct worden overschreden. Te denken valt aan neerslag van CaCO_3 , CaSO_4 , MgCO_3 en Mg(OH)_2 .

Overige vervuiling

Andere vormen van vervuiling omvatten de neerslag van organische moleculen en van gesuspendeerd, geëmulgeerd of ander colloïdaal materiaal op of in het membraan (bijvoorbeeld bacteriële vervuiling).

Door de juiste keuze van de moduleconfiguratie, een goede voorbehandeling en procesvoering (hoge stroomsnelheid langs de membranen) kan membraanvervuiling worden geminimaliseerd. Indien mogelijk kan het membraan mechanisch (bijvoorbeeld via sponsballetjes) of chemisch worden gereinigd. Bij de keuze van het membraan-materiaal dient rekening te worden gehouden met de reinigbaarheid van het materiaal.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

Capaciteit	0,5 m ³ /dag tot 400.000 m ³ /dag
Druk	De druk die wordt gehanteerd ligt tussen de 1 en 10 Mpa (10-100 bar).
Membraanoppervlak	Per m ³ /uur te reinigen grondwater is globaal 50 m ² membraanoppervlak nodig.
Energie	De benodigde elektrische energie bedraagt 1 tot 10 kWh/M ³ . Bij zeer grote installaties wordt de drukenergie voor een deel teruggewonnen.

4 TOEPASSINGSGEBIED

Tot nu toe zijn nog niet veel grondwatersaneringen uitgevoerd met zuivering via omgekeerde osmose. Er is ervaring bij waterzuivering en reiniging van percolaatwater. Hieronder wordt een overzicht gegeven van tot nu toe uitgevoerde zuiveringen met omgekeerde osmose.

Bij een pilot-experiment met omgekeerde osmose in de Volgermeerpolder werden de hieronder vermelde retenties over twee stappen gevonden. Er zijn geen gegevens bekend over de recovery van het systeem.

• Benzeen	86-96%	• Chloorbenzenen	74-93%
• EOCI	67-79%	• Monochloorfenol	0%
• Fenantreen	>99,7%		

Uit een onderzoek naar praktische toepassingen van membraantechnieken in de metaalbewerkende industrie werden uit een inventarisatie bij 170 bedrijven die omgekeerde osmose toepassen de volgende resultaten opgetekend:

• Nikkel	95-99%	• Chroomzuur	95-98%	• Zink	96%
• Koper	>99%	• Cyanide	97%		

Bij een behandeling van percolatiewater van de NV VAM werd gebruik gemaakt van een hyperfiltratie-unit bestaande uit twee secties, een eerste sectie met buisvormige membranen die in staat is niet voor-gezuiverd water zodanig te behandelen dat een op oppervlaktewater loosbaar permeaat ontstaat. Het concentraat werd teruggevoerd naar de stort. De retentiefactoren die een loosbaar permeaat opleverden lag op 6 in de eerste en op 8 in de tweede sector. Op basis van de pilot-experimenten is door de VAM voor een twee sectie-opzet gekozen waarbij het percolatiewater wordt gezuiverd tot loosbare 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%
• EOCI	95%
• Minerale olie	99,5%

Uit een onderzoek door Grontmij volgde uit een continu-experiment op pilotschaal de volgende membraanretenties:

• BTEX, Fenol en Naftaleen	0-10%	• Cyanide (vrij)	98%
• Acenafteen en acenafteen	70%	• Cyanide (totaal)	97%
• PAK	70%		

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 zuivering 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 de vluchtigere componenten zoals BTEX, fenol en naftaleen zijn wisselende resultaten gevonden. Voor deze laatste stoffen geldt dat het membraanmateriaal bepalend kan zijn voor de succes van de techniek.

In beginsel zijn voor zeer lage permeaatconcentraties, eindconcentraties rond de streefwaarde, haalbaar. De retentie van bovenstaande stoffen ligt tussen de 90 en 99 procent. In het algemeen wordt bij omgekeerde osmose een concentrering van 2 tot 10 maal toegepast. De concentrering is echter sterk afhankelijk van influentconcentratie en de maximaal toepasbare druk op het systeem. De osmotische druk van de vloeistof neemt immers toe bij hogere concentraties aan verontreinigingen. Om een voldoende flux over het membraan tot stand te houden is een hogere druk noodzakelijk. Deze druk is echter aan een maximum gebonden vanwege de draagkracht van het membraanmateriaal.

Onderzoek ter verbreding van het toepassingsgebied richt zich met name op de verwijdering van zware metalen en (toxische) organische microverontreinigingen. De verbetering richt zich voornamelijk op het maken van betere membranen met een hogere chemische en technische resistentie waardoor het toepassingsgebied wordt vergroot verder wordt het voorkomen en verminderen van vervuiling van membranen onderzocht.

5 KOSTEN

De kosten van concentrering met behulp van omgekeerde osmose kunnen worden gecompenseerd door besparing op de uiteindelijke zuivering. De techniek is slechts concurrerend met conventionele systemen bij zuivering van grondwater verontreinigd met zware metalen of mengsels van PAK's, cyanide of pesticiden met zware metalen.

Voor installaties met een capaciteit boven één m³/h variëren de totale investeringskosten van f 1.000,- tot f 5.000,- per m² geïnstalleerd membraanoppervlak. Voor kleinere installaties is dit enige orden hoger. Bijvoorbeeld een installatie met een capaciteit van 0,1 m³/uur kost f 50.000,- tot f 200.000,- afhankelijk van de uitvoeringsvorm, het membraantype en de mate van automatisering.

Een globale opbouw van exploitatiekosten ziet er als volgt uit:

• Kapitaalkosten	25 - 60%
• Energiekosten	10 - 35%
• Membraanvervangingskosten	10 - 30%
• Arbeidskosten	5 - 15%
• Onderhoudskosten	3 - 5%
• Chemicaliën (reiniging + toevoeging)	5 - 20%

De totale kosten van zuivering van grondwater via omgekeerde osmose (dat wil zeggen concentratie en zuivering van het concentraat) liggen tussen de f 2,- en f 15,- per m³, afhankelijk van systeem, capaciteit, beginconcentratie aan verontreinigingen en afschrijvingstermijn.

6 BEDRIJFSZEKERHEID

Complexiteit	De installatie is eenvoudig van opbouw
Deskundigheid	Goede instructie vooraf is noodzakelijk, een opleiding op middelbaar technisch niveau is met name voor de grotere installaties gewenst.
Storing	De gevoeligheid voor storing is aanzienlijk door afzetting van veruiling op de membranen. De vervuiling kan zowel van organische als anorganische aard zijn.

Er is niet veel ervaring met zuivering van grondwater met behulp van omgekeerde osmose. De toepassing is beperkt gebleven tot het reinigen van percolaatwater en een aantal experimenten om de haalbaarheid van de techniek te beschouwen. Op het gebied van industriële afvalwaterzuivering is meer ervaring opgedaan, met name bij het verwerken van afvalstromen met zware metalen.

7 MILIEUBELASTING

7.1 Emissies naar water

Bij het omgekeerde osmoseproces komen naast de geconcentreerde afvalwaterstromen en de gezuiverde afvalwaterstromen geen emissies vrij. Eventueel spoelwater wordt meestal bij de geconcentreerde stroom gevoegd. Kleine hoeveelheden reinigingsvloeistof worden, na neutralisatie, geloosd.

7.2 Energieverbruik

De benodigde elektrische energie bedraagt 1 tot 10 kWh/m³. Bij zeer grote installaties wordt de drukenergie voor een deel teruggewonnen.

7.3 Afvalproductie

Bij nabehandeling met precipitatie, coagulatie en flocculatie zal een hoeveelheid afval ontstaan die gelijk is aan de hoeveelheid van behandeling met PCF alleen.

7.4 Geluid

De pompen kunnen geluidsoverlast veroorzaken. Met goede geluids-isolatie is dit te voorkomen.

7.5 Chemicaliënverbruik

Hulpstoffen worden tijdens de procesvoering maar in een beperkt aantal gevallen toegepast. Ter voorkoming van neerslag van slecht oplosbare zouten kan zuur worden gedoseerd om de pH te verlagen. Ook worden soms complexvormers en polyfosfaten toegepast. Bij de reiniging van membranen worden lage concentraties (tot 1 à 2 procent) zeepoplossingen, zuren of complexvormers toegepast. Soms moet worden gedesinfecteerd met chloor of biocide.

8 GEBRUIKTE LITERATUUR

- Tauw Infra consult en X-Flow B.V., Toepassingsmogelijkheden membraantechnologie bij grondwaterreiniging, POGB rapport nummer 9, januari 1989.
- Grontmij nv, Nieuwe grondwaterzuiveringstechnieken bij bodemsanering, POGB rapport nummer 5, augustus 1988.
- Wiering, A.C.F. en J. Joziase, Monografieën informatiesysteem technieken, RIVM rapportnummer 736101008, juli 1990, pp. 68-93.
- Tongeren W. van en J.W. du Mortier, Praktische toepassingsmogelijkheden van membraanprocessen in de natte oppervlaktebewerkende industrie, Publikatiereeks Milieubeheer nummer 3, 1989
- Behandeling percolatiewater stortterreinen deel C: Behandeling door middel van hyperfiltratie, Reeks afvalstoffen nummer 23, februari 1986.

IX LUCHTSTRIPPEN

1 SOORT TECHNIEK

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 daarna gezuiverd middels actieve koolfiltratie of een biofilterbed.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

Voor een goede werking van het stripproces is het van belang dat het vloeistof-gasoppervlak waarover de overdracht van de verontreiniging plaats vindt zo groot mogelijk is. Neerslagvorming in de stripper kan het beschikbare oppervlak voor die uitwisseling verminderen. Het grondwater dient dan ook op aanwezigheid van ijzer, calcium en gesuspendeerde deeltjes onderzocht te worden. Ook de aanwezigheid van olieachtige stoffen dient gecontroleerd te worden, omdat vluchtige organische verbindingen hierin (gedeeltelijk) oplossen waardoor ze niet meer goed te strippen zijn.

2.2 Voorbehandeling

Gesuspendeerde deeltjes kunnen via coagulatie/flocculatie gevolgd door sedimentatie of filtratie verwijderd worden. IJzer wordt verwijderd door cascadebeluchting en sedimentatie of filtratie. Daar de beluchting ook een strippende werking heeft verdient het aanbeveling deze beluchting in een gasdichte installatie te verrichten. De voor de beluchting gebruikte lucht kan vervolgens naar de stripper gevoerd worden om als stripgas te dienen.

2.3 Behandeling

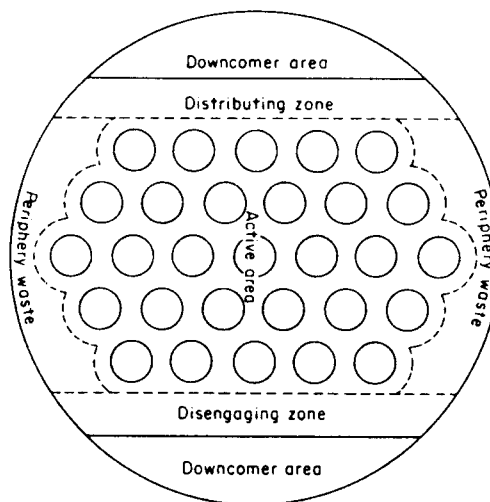
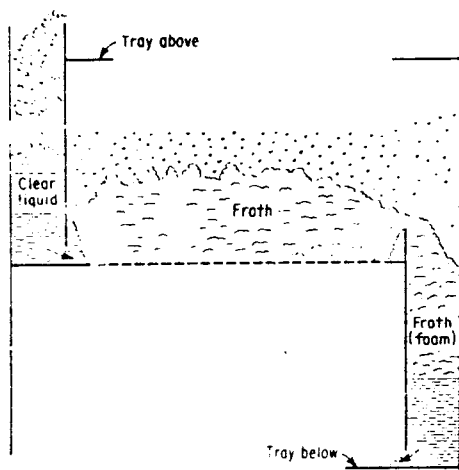
Voor strippen zijn de volgende parameters van belang:

- de Henry-coëfficiënt. Deze parameter is gelijk aan de verhouding tussen de partiële dampspanning van de verontreiniging in de gasfase en de concentratie van de verontreiniging in het water. Met toenemende Henry-coëfficiënt verschuift het evenwicht tussen water- en gasfase naar de kant van de gasfase. De vluchtigheid van een stof kan verhoogd worden door o.a. de temperatuur te verhogen of de pH te veranderen.
- de snelheid waarmee de overdracht van vloeistof- naar gasfase plaats vindt, kan verhoogd worden door het grensoppervlak tussen water en lucht te vergroten.
- de verhouding tussen waterdebiet en het gasdebiet. Een hoge verhouding is gunstig omdat de dampdruk van de verontreiniging dan veel lager is dan de evenwichtsdampdruk die uit de wet van Henry volgt. (In feite is dit concentratie-verschil de drijvende kracht achter de massaoverdracht tussen water- en luchtfase). Door een grote verhouding tussen gas- en luchtdebiet kunnen ook de minder vluchtige verontreinigingen verwijderd worden. De energiekosten zullen echter toenemen. Wanneer de striplucht nabehandeld moet worden werkt een hoge verhouding lucht/water eerder als een nadeel. Door de lage concentratie van de verontreiniging in de lucht en het hoge debiet neemt de noodzakelijke nabehandelingsapparatuur aanzienlijk in omvang toe. Omdat verplaatsing van verontreinigingen naar andere compartimenten milieuhygiënisch gezien onwenselijk is wordt in vrijwel alle gevallen de lucht nagezuiverd via actieve kool- of biofiltratie.

We bespreken hier alleen het strippen met lucht. Het stoomstrippen komt in de praktijk van de grondwatersanering niet voor. Het strippen vindt plaats in een kolom (striptoren) waarin voorzieningen zijn aangebracht om een zo groot mogelijk contactoppervlak tussen water en lucht te krijgen.

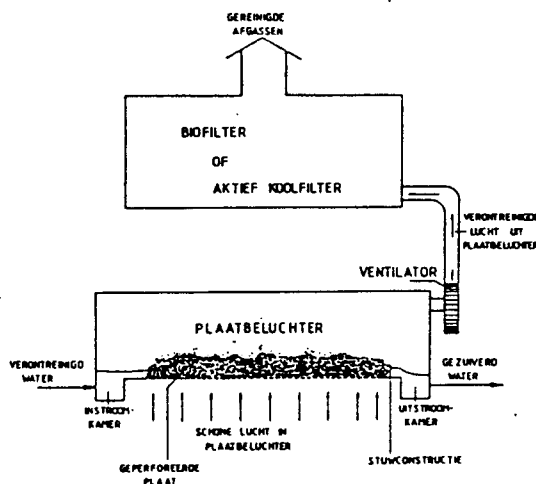
Het strippen kan zowel in mee- als in tegenstroom gebeuren. Bij het strippen in meestroom komen zowel de striplucht als het grondwater aan de bovenzijde de striptoren binnen. Bij strippen in tegenstroom wordt de striplucht via de onderzijde de striptoren ingevoerd. Het voordeel van meestroom is dat de lucht door de stroming van het water meegezogen wordt, waardoor er geen ventilator nodig is. Bij de in tegenstroom werkende striptoren moet een ventilator de lucht door de toren transporteren. Het rendement van verwijdering ligt, onder dezelfde procescondities, voor een in tegenstroom werkende stripper echter veel hoger dan bij een in meestroom werkende stripper. In de praktijk komt de laatste dan ook vaker voor.

Een nadere onderverdeling is te maken tussen strippers waarbij de gasuitwisseling bevordert wordt door in de kolom aangebrachte schotels, en strippers die werken met een gepakte kolom. Een schotelstripper bestaat uit een kolom waarin een aantal geperforeerde platen loodrecht op de lengteas zijn aangebracht (zie figuur IX.1 en IX.2). Door een overstort op iedere plaat kan het grondwater naar een lager gelegen plaat stromen. De door de perforaties stromende lucht heeft een zodanig hoge snelheid dat er geen water door naar beneden kan stromen. Door de hoge luchtsnelheid vindt aan het oppervlak van de waterlaag op de schotel een intensieve uitwisseling tussen water en lucht plaats. Naast de genoemde kolomstrippers wordt in een aantal gevallen ook gebruik gemaakt van plaatbeluchters. Bij een plaatbeluchter wordt door middel van onderdruk lucht aangezogen door een geperforeerde plaat, zie figuur IX.3. Omdat het water voortdurend in aanraking is met schone lucht vindt een snelle overdracht plaats van verontreinigingen uit het water naar lucht. De lucht/water-verhouding is echter groter dan bij kolomstrippers waardoor de afgaszuivering minder efficiënt kan plaatsvinden. Een voordeel van de plaatstripper is dat deze eenvoudig gereinigd kan worden door schoonspuiten met een hogedrukspuit.



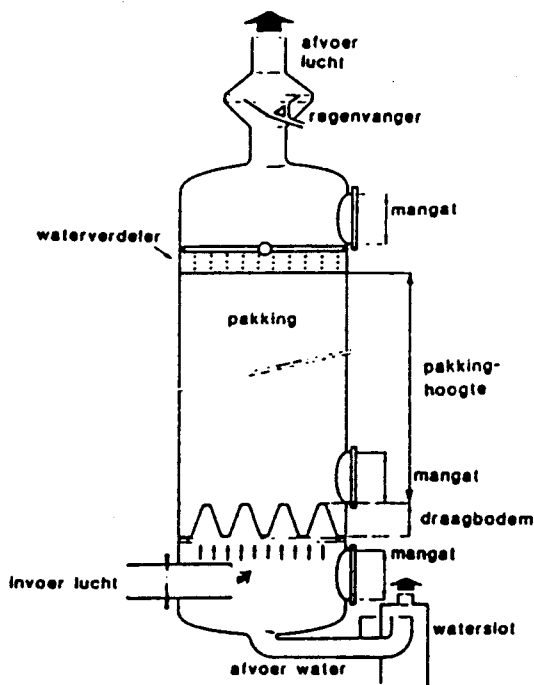
Figuur IX.1 Schematische weergave van een schotelplaat [bron:Perry's]

Figuur IX.2 Geperforeerde schotelplaat [bron: Perry's]

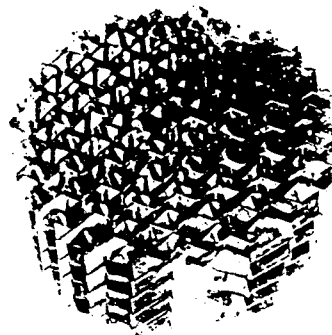


Figuur IX.3 Schema van een plaatbeluchter met nabehandeling [bron: IWACO]

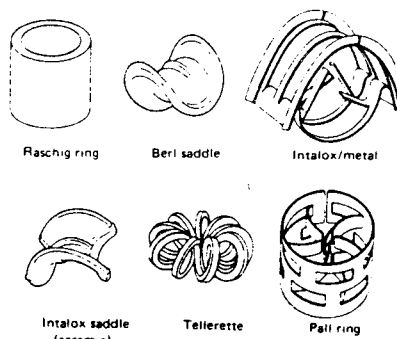
Een schematische weergave van een gepakte kolom is weergegeven in figuur IX.4. De vulling van een gepakte kolom zorgt voor een groot contactoppervlak tussen lucht en water en kan afhankelijk van het fabrikaat, geordend gestapeld (zie figuur IX.5a) of los gestort zijn (zie figuur IX.5b). De pakking kan vervaardigd zijn uit kunststof, roestvast staal of keramisch materiaal. Bekende uitvoeringsvormen van de contactlichamen zijn Raschig-ringen, Pall-ringen en Tellerettes.



Figuur IX.4 Striptoren met gepakte kolom [bron: IWACO]



Figuur IX.5a vaste pakking (geordend)



Figuur IX.5b los gestorte pakking [bron: Perry's]

Enige punten die van belang zijn bij de keuze tussen een gepakte kolom en een schotelstripper zijn:

- Een gepakte kolom is meestal goedkoper te construeren (afhankelijk van het soort pakking).
- De verblijftijd van het grondwater in een gepakte kolom is kleiner (Het effectief uitwisselend oppervlak van een gepakte kolom is groter dan bij een schotelstripper het geval is, waardoor minder tijd nodig is om tot een gelijke zuivering te komen).
- De drukval over een gepakte kolom is kleiner, m.a.w. er is minder energie nodig om eenzelfde hoeveelheid lucht door de kolom te verplaatsen.
- Een schotelstripper kan in een groter bereik van het grondwaterdebiet efficiënt werken. Bij sterk wisselende grondwaterdebieten zal een schotelstripper de voorkeur hebben boven een gepakte kolom.
- In een gepakte kolom kunnen voorkeurstromen ontstaan, die de strippende werking sterk verminderen.
- Een schotelstripper werkt minder goed wanneer het grondwater de neiging tot schuimen vertoont.

2.4 Nabehandeling

Bij het strippen kan de afgewerkte lucht een extra stroom zijn die gereinigd moet worden, indien de emissies naar lucht (in concentratie of totale vracht) de emissienormen overschrijden. Een compost-filter is in dat geval vaak een goede oplossing. Vanwege het hoge vochtgehalte van de lucht wordt bij het gebruik van een koolfilter de temperatuur van het afgas verhoogd zodat geen condensatie optreedt in het koolfilter.

Wanneer de vluchtige verontreinigingen de gestelde emissienormen voor water na het strippen nog overschrijden, wordt vaak een nabehandeling met actieve kool toegepast.

2.5 Kritische punten

- Een te lage dampspanning als gevolg van een lage buitentemperatuur kan het rendement van het luchtstrippen verminderen. Thermische isolatie van het gebruikte leidingwerk kan hiervoor een oplossing bieden.
- Variaties in de concentraties van de verontreinigingen en verandering van het grondwaterdebiet veranderen het rendement van de stripper. Het gebruik van een bufferbasin om deze veranderingen op te vangen verdient aanbeveling. Ook kan een gedeelte van het behandelde water naar de stripper teruggevoerd worden om schommelingen in de procescondities op te vangen.
- Naast verstopping heeft de aanwezigheid van colloïdale en gesuspendeerde deeltjes tot gevolg dat adsorptie van de vluchtige organische verbindingen aan de niet opgeloste deeltjes optreedt. Hierdoor treedt een vermindering van het rendement van het strippen op. Reden temeer om gesuspendeerde deeltjes te verwijderen voor het strippen.
- Door een te hoog luchtdebiet ontstaan in een gepakte kolom voorkeurstromen. Door de hoge luchtsnelheid in de kleinste openingen van de pakking wordt het water belemmerd er doorheen te stromen. De strippende werking van de toren gaat dan voor een groot deel verloren.
- In een gepakte kolom kunnen de contactlichamen door de vluchtige verontreinigingen in het grondwater aangetast worden. Bij de overwegingen die leiden tot de keuze van het pakkingmateriaal dient de samenstelling van het grondwater dan ook te worden meegenomen.
- Nieuwe kunststoffen zijn waterafstotend, waardoor een nieuw geïnstalleerde stripper pas na enige weken een maximaal rendement haalt.
- De verschillende soorten contactlichamen hebben een ongelijk oppervlak (per volume-eenheid) waarop massaoverdracht plaats kan vinden. Door de meest effectieve contactlichamen te kiezen kan bespaard worden op de bouwhoogte van de striptoren, de hoeveelheid pakking en de opvoerhoogte van het grondwater.
- Bij een gepakte kolom dient ook de werking en plaatsing van de sproeikoppen de nodige aandacht te krijgen. De sproeikoppen moeten zodanig geïnstalleerd worden dat het grondwater gelijkmatig over de bovenzijde van de gepakte kolom wordt verdeeld.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

De te verwerken debieten variëren van enige kubieke meters per uur tot meer dan 300 m³/h. Gebruikte lucht/water-verhoudingen hangen af van de verontreiniging en het gewenste verwijderingsrendement en kunnen in waarde variëren van ongeveer 5 tot 50 m³_{lucht}/m³_{water}. De hoogte van een kolom kan variëren van 1 tot 5 meter, de diameter van 0,5 tot 2 meter afhankelijk van het te verwerken debiet.

4 TOEPASSINGSGEBIED

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 ingezet loopt van een tiental microgram tot een tiental mg/l.

Onder optimale omstandigheden kan met strippen een rendement van boven de 99% behaald worden. In tabel IX.1 zijn resultaten van zuivering met striptoren vermeld, de gegevens zijn afkomstig van de US EPA en de inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken van Tauw Milieu bv. Zoals te verwachten is blijkt dat verontreinigingen met een lage Henry-coëfficiënt minder goed worden verwijderd.

Tabel IX.1 Verwijderingsresultaten met kolomstrippers (inclusief nabehandeling)

verontreiniging	influent [µg/l]	effluent [µg/l]	rendement [%]	dampspanning [kPa]	Henrycoëf. [J/mol]
1,1-dichlooretheen	3175 - 8	2,0 - < 1	> 88 - 99,9	78,8	1.510
cis-1,2-dichlooretheen	9.000 - 600	< 1 - 120	80 - >99,9	-	-
1,1,1-trichloorethaan	2.600 - 670	200 - < 1	92 - > 99,9	13,2	1.600
trichlooretheen	9.000 - 52	7 - < 1	98 - > 99,9	7,6	990
tertachlooretheen	2.800 - 41	3 - < 1	98 - > 99,9	2,9	-
1,2-dichloorpropaan	20	< 1	> 95,0	5,6	286
methyleenchloride	272 - 200	<25 - < 1	> 91 - >99,5	6,5	3232
xylenen	2.450 - 17	300 - < 0,5	88 - > 99,5	0,8	537
tolueen	16.285 - 287	270 - 0,66	96 - 99,8	3,7	600
benzeen	17.333 - 169	52 - 0,44	> 99,5	12,7	562
ethylbenzeen	470 - 25	2 - < 0,5	> 99	1,3	870
vluchtige minerale olie	41.000 - 450	100 - < 50	> 90 - 99,8	-	-
2,4-dimethylfenol	31 - 39	< 18 - 32	18 - > 42	13,1	1,72
naftaleen	65 - 6	27 - < 0,5	60 - > 90	0,011	48,9
fenol	60 - 16	39 - < 10	35 - > 40	0,047	1,31

Uit het voorgaande kan geconcludeerd worden dat de volgende concentraties in principe haalbaar lijken te zijn met zuivering via luchtstrippen. Dat een concentratie haalbaar is betekent niet dat dit onder alle omstandigheden kosteneffectief kan gebeuren.

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

5 KOSTEN

Voor de zuivering van de lucht uit de stripper zijn twee alternatieven uitgewerkt op basis van het kostenmodel (zie bijlage 2), namelijk luchtbehandeling met actieve kool en luchtbehandeling met behulp van een biofilter. Behandeling met een biofilter wordt alleen toegepast bij aromaten en vluchtige minerale olie.

Het systeem bestaat uit een opvoerpomp voor de luchtstripper, luchtstripper (striptoren) met luchtblower, luchtbehandeling met actieve kool of met een biofilter en luchtverwarming in het geval van luchtbehandeling met kool.

Het rendement van de techniek is gerekend met 99, 99,5 en 99.999 procent verwijdering bij inzet van respectievelijk 1, 2 en 3 striptorens in serie. Dit geldt voor zowel aromaten, gechloreerde koolwaterstoffen als vluchtige minerale olie.

Overige uitgangspunten:

- belading actieve kool luchtfase is 10 procent voor alle componenten;
- het koolverbruik is gebaseerd op een exponentiële afname van het influentgehalte (zoals hierboven is omschreven);
- lucht/water-verhouding is 80 Nm³/m³;
- oppervlaktebelasting biobed = 100 Nm³/m²/uur met een bedhoogte van 1 m;
- kosten compost is f 250,-/m³.

belasting biobed:

aromaten 20 g C /m³/uur (1 g arom ≈ 0.9 g C)

vl olie 2 g C /m³/uur

Bij de kostenberekening is rekening gehouden met de noodzaak tot uitbreiding van het biofilter op grond van de grote vracht bij hogere influentconcentraties.

Tabel IX.2 Zuiveringskosten van behandeling via strippen met afgasbehandeling, aromaten, vluchtige minerale olie en gechloreerde koolwaterstoffen.

	Vluchtige minerale olie	Aromaten	chloorkoolwaterstoffen
Range verontreiniging →	1 - 50 mg/l	100 - 10.000 µg/l	100 - 10.000 µg/l
kosten bemaling [f/m ³]	1,00 - 3,50	1,00 - 2,50	1,00 - 2,00
Kosten sanering	0,50 - 2,00	0,50 - 1,50	0,50 - 1,50
Kosten beheersing	2,50 - 5,00	2,50 - 5,00	2,50 - 4,00
Kosten bemaling [f/kg]	1.000 - 100	10.000 - 200	10.000 - 200
Kosten sanering	2.000 - 200	20.000 - 1.000	20.000 - 1.000
Kosten beheersing	3.000 - 200	20.000 - 500	20.000 - 500

Bovenstaande kosten zijn modelmatig bepaald en geven een indicatie van kosten voor de gegeven uitgangssituaties. Lozingsnormen, de zuiveringsperiode en debieten hebben een grote invloed op de kostprijs.

6 **BEDRIJFSZEKERHEID**

Na het actieve koolfilter is de stripper de meest toegepaste techniek bij grondwaterzuivering. Een stripper is een betrouwbaar apparaat dat, indien er geen neerslagvorming kan optreden, vrijwel geen onderhoud behoeft. Een vervuilde stripper is bovendien vrij snel te reinigen door spoelen met zuur. Een te lage dampspanning als gevolg van een lage buitentemperatuur kan het rendement van het luchtstrippen verminderen. Thermische isolatie van het leidingwerk kan hiervoor een oplossing bieden.

7 **MILIEUBELASTING**

7.1 **Emissies naar water**

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.

7.2 **Emissies naar lucht**

De vluchtige contaminanten worden door het strippen overgebracht van de water- naar de luchtfase. Door naschakeling van een actieve koolfilter of biofilter (in geval van biologisch afbreekbare verontreinigingen) is meer dan 90 procent van de emissies te voorkomen. In veel gevallen wordt echter zonder behandeling van de lucht voldaan aan de NER (Nederlandse emissierichtlijn). Uit de inventarisatie van praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken blijkt dat geen van de projecten zonder luchtbehandeling is uitgevoerd, maar dat controle op de werking van de luchtbehandeling slechts incidenteel wordt verricht.

7.3 Afvalstoffen

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

7.4 Energieverbruik

Er is energie nodig voor het oppompen van het grondwater naar de stripper(s), het aandrijving van de blower om een lucht/waterverhouding van 20 à 120 te creëren en eventueel voor verwarming 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 circa 0,5 tot 2 kWh/m³ behandeld grondwater.

7.5 Geluid

Het toepassen van luchtstrippen brengt een geluidsproductie met zich mee. Door met name de blower in een geïsoleerde ruimte onder te brengen kan de geluidsproductie aanzienlijk worden verminderd.

7.6 Stank

De afgewerkte striplucht kan stankcomponenten bevatten. Een voldoende groot gedimensioneerd biofilter kan emissie van deze stoffen voorkomen.

8 GEBRUIKTE LITERATUUR

- DHV, "Reiniging van verontreinigd grondwater van een voormalig gasfabrieksterrein, resultaten van een praktijkonderzoek", DBW/RIZA nota 88.007, maart 1988.
- Dirkse, R.J.A., "Strippen verontreinigd grondwater, alternatief voor adsorptiefilter", *Proces-techniek* (42) nr. 4, blz 43-48, 1987.
- EPA, "Technical Resource Document: Treatment Technologies for Solvent Containing Wastes", hoofdstuk 7, blz. 134-152, oktober 1986.
- Joziassse, J., Pols, H.B., "De behandeling van industrieel afvalwater in de toekomst, deel III: Ophopingstechnieken", RIZA-werkdocument 91.142X-III, februari 1990.
- Perry, Robert H. en Green Don (1984). *Perry's chemical engineers' handbook*, 50th edition.
- Reijnen, G.K., et al, "Verwijderen van trichlooretheen door beluchting", *H₂O* (16) nr. 14, blz. 314-317, 1983.
- Reijnen, G.K., "Koolstofdioxyde verwijderen met beluchtingstorens", *H₂O* (22) nr. 23, blz. 704-711, 1989.
- Shaul, G.M., "RREL Treatability Database", Risk Reduction Engineering Laboratory, EPA, 26 W. Martin Luther King Drive, Cincinnati, Ohio 45268, USA.

X SEDIMENTATIE

1 SOORT TECHNIEK

Sedimentatie is een fysisch proces waarbij gesuspendeerde deeltjes, onder invloed van de gravitatiekracht of centrifugale krachten, uit het grondwater verwijderd worden. De scheiding is alleen mogelijk als er een voldoende groot verschil is tussen de soortelijke massa van het grondwater en de dichtheid van de te verwijderen deeltjes. De techniek wordt als voor- of nageschakelde techniek ingezet.

2 PRINCIPE VAN DE TECHNIEK

2.1 Vooronderzoek

Indien afgezien wordt van het toevoegen van hulpstoffen is het vooronderzoek niets anders dan het bepalen van de te verwachten hoeveelheid slib. Worden hulpstoffen toegevoegd om het rendement van de verwijdering te verbeteren, dan is een vooronderzoek zoals vermeld bij de coagulatie/flocculatie (zie hoofdstuk vi) noodzakelijk.

2.2 Behandeling

Sedimentatie wordt toegepast als voorbezinking bij grondwaterzuivering wanneer hoge concentraties ijzer of zwevend stof in het grondwater aanwezig zijn. Voorafgaand aan de bezinking vindt beluchting plaats om het ijzer te oxyderen. Daarnaast kan de techniek worden ingezet na coagulatie/flocculatie voor het afvangen van de gevormde vlokken.

De te gebruiken apparatuur is onder te verdelen in bezinkers gebaseerd op gravitatiekrachten en installaties die werken op basis van centrifugale krachten. Deze laatste groep van bezinkers wordt alleen ingezet als nabehandeling bij een techniek waarbij grote hoeveelheden slib vrijkomen (bijv. flocculatie). Ook wanneer kleine deeltjes verwijderd moeten worden kan laatstgenoemde techniek toegepast worden. Deze separatie is mogelijk omdat in centrifuges veel grotere krachten op de deeltjes inwerken.

Bij flocculente bezinking is de deeltjesgrootte een functie van de tijd, wat gevolgen heeft voor de verblijftijd van het grondwater in de bezinker. Door flocculatie ontstaan grotere deeltjes, waardoor de sedimentatie sneller verloopt. Vanwege de complexiteit van de theorie van het bezinkingsproces worden bekerglasproeven uitgevoerd om de optimale procesomstandigheden te bepalen.

2.2.1 *Gravitatiele technieken*

De bezinkingssnelheid van de niet opgeloste deeltjes wordt bepaald door:

- Dichtheidsverschil tussen deeltjes en het grondwater. Hoe groter dit verschil hoe groter de bezinkingssnelheid.
- Deeltjesgrootte (-verdeling). Grotere deeltjes bezinken sneller.
- De stromingen in de bezinker. De stroming wordt grotendeels bepaald door de doorzet van het grondwater en de geometrie van de gebruikte apparatuur.

De gravitatie bezinkers zijn als volgt onder te verdelen:

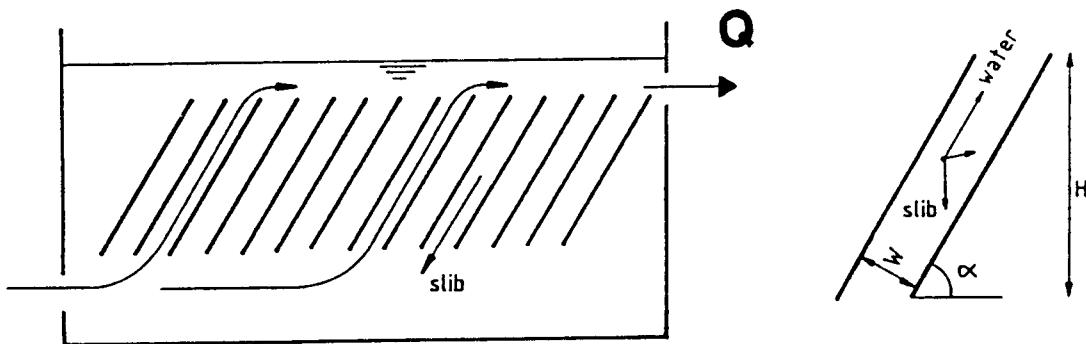
- Eenvoudige tank of bassin
- Schotel- of plaatbezinker
- Buisafscheider
- Slibdekenbezinker

De lamellen en schotels die aangebracht kunnen worden, dienen om het oppervlak waarop de sedimentatie kan plaatsvinden te vergroten, zie figuur X.1.

De oppervlaktebelasting van een lamellenbezinker kan worden bepaald via:

$$\text{Oppervlakte belasting} = \frac{\text{debiet}}{\text{horizontale doorsnede}} \times \frac{W}{H \cdot \cos \alpha + W \cdot \cos^2 \alpha} \quad (1)$$

Ook bij de buisafscheider wordt van het principe van de vergroting van het beschikbare oppervlak gebruik gemaakt. De keuze voor een van bovengenoemde typen bezinkers wordt beïnvloed door de beschikbare ruimte, de eisen die aan het effluent gesteld worden, het debiet en de kostprijs. Deze bezinkers worden in het algemeen gebruikt tot een droge stofgehalte in het grondwater van vijf gewichtsprocent.



Figuur X.1 Schematische weergave van een lamellenbezinker [bron: IWACO]

2.2.2 Centrifugale technieken

Bij een hoger gehalte aan niet opgeloste deeltjes worden meestal centrifuges gebruikt. De voorname zijn de decanteercentrifuge en de schotel- of lamellencentrifuge. De laatste draait om een verticale as en voert het slib discontinu af. De decanteercentrifuge draait om een horizontale as en heeft een continue afvoer van het slib.

De decanteercentrifuge bestaat uit een draaiende transportschroef en een roterende mantel, die tot 100 rpm sneller draait. De rotatiesnelheid van de schroef ligt tussen 2000 tot 6000 rpm. Het g -getal bedraagt 2000 à 4500. Het g -getal is het quotiënt van de centrifugaalkracht en de zwaartekracht. Door de schroef worden de tegen de mantel geslingerde deeltjes via een conisch gedeelte van de mantel verwijderd. Het water verdwijnt via een overloop aan de andere zijde van de mantel. De schotelcentrifuge bestaat uit een roterende mantel en 50 tot 150 schuin op een as geplaatste roterende schotels of lamellen (g -getal 5000 à 12000). De te reinigen stroom wordt aan de bovenzijde het apparaat ingeleid en langs de as naar onderen getransporteerd. Eenmaal daar aangekomen worden de niet opgeloste deeltjes tegen de mantel geslingerd. De schotels zorgen voor een korte sedimentatie afstand en een beter stromingsbeeld. De slibmassa wordt periodiek verwijderd door kleppen in de mantel te openen. Dit apparaat verlangt hierdoor meer arbeidstijd dan de decanteercentrifuge.

2.3 Nabehandeling

Sedimentatie wordt veelal ingezet als nabehandeling bij precipitatie en coagulatie/flocculatie. Na bezinking kan het effluent indien dit nog niet voldoende gezuiverd is nog verder gereinigd worden met zandfiltratie, membraanfiltratie of adsorptie met actief kool.

2.4 Kritische punten

Bij sedimentatie onder invloed van de zwaartekracht is het van groot belang dat de snelheid van het grondwater niet te hoog is. Door hoge stromingssnelheden worden bezonken deeltjes weer meegeleurd. Bij een te korte verblijftijd of een te hoge snelheid van het water (bij centrifuges: een te lage rotatiesnelheid) vindt een selectieve sedimentatie plaats van de zwaarste deeltjes.

3 TECHNISCHE GEGEVENS

Voor afscheiding van vlokken na precipitatie en coagulatie/flocculatie wordt veelal een oppervlaktebelasting van circa 0,2 tot 0,5 m/uur toegepast.

De capaciteit van centrifuges loopt van 1 m³/h tot, afhankelijk van de te verwerken stroom, 90 m³/h. Voor hogere capaciteiten kunnen meerdere centrifuges parallel geschakeld worden. Voor gravitatie-technieken wordt de bovengrens bepaald door de beschikbare oppervlakte voor de installatie. Het verbruik aan elektrische energie voor het aandrijven van de pompen en centrifuges bedraagt bij slibontwatering met centrifuges 1 à 2,5 kWh per m³ te behandelen slib.

4 TOEPASSINGSGBIED

Sedimentatie wordt als voorbehandelingstechniek ingezet om niet opgeloste nevenverontreinigingen zoals klei- en zanddeeltjes af te scheiden. Door eerst te beluchten kan ook ijzer verwijderd worden. Als nabehandeling wordt bezinking toegepast om het slib dat vrijkomt bij het precipiteren van zware metalen te verwijderen. Centrifugeren wordt vooral gebruikt om slib in te dikken.

Door adsorptie aan de vaste fractie wordt ook een gedeelte van eventueel aanwezige organische verontreinigingen uit het grondwater verwijderd. Ook cyaniden kunnen door adsorptie aan ijzerprecipitaten verwijderd worden. De restconcentratie vaste deeltjes is afhankelijk van de hoeveelheid deeltjes in het influent en het gebruik van vlokmiddelen. Restconcentraties van 10 tot 50 mg/l zijn haalbaar.

5 KOSTEN

In tabel X.1 wordt een overzicht gegeven van een kostenindicatie voor de gravitatie sedimentatie. De kosten voor slibverwijdering zijn niet meegenomen.

Tabel X.1 Kosten van gravitatie bezinking.

Debiet [m ³ /uur]	Vaste kosten [f/m ³]	hulpstoffen [f/m ³]	arbeidsloon [f/m ³]	totale kosten [f/m ³]
10 - 100	0,10 - 1,00	0,05 - 0,25	0,05 - 0,15	0,20 - 1,40

6 BEDRIJFSZEKERHEID

Voor de techniek die berust op de zwaartekracht is de bedrijfszekerheid heel hoog vanwege de eenvoud van de gebruikte installatie. Hierdoor is weinig toezicht en onderhoud vereist terwijl ook het opleidingsniveau van het bedienend personeel laag kan zijn. Bij gebruik van flocculatiemiddelen worden hogere eisen aan het toezicht en opleiding gesteld. Centrifuges zijn veel onderhoudsgevoeliger dan de gravitatiebezinkers vanwege de roterende onderdelen.

7 MILIEUBELASTING

7.1 Emissies naar water

Het effluent bevat de niet verwijderde gesuspendeerde deeltjes en de opgeloste verontreinigingen. Bij gebruik van flocculatiemiddelen zal bovendien de zoutlast verhoogd zijn.

7.2 Afvalstoffen

Het vrijkomende slib moet afhankelijk van de samenstelling beschouwd worden als afval of als chemisch afval. Bij de TOP te Leeuwarden bleken vooral PAK's in het slib, bij gebruik van flocculatie, in hoge concentratie aanwezig te zijn. Waarden van meer dan 400 mg PAK per kg droge stof werden aangetroffen.

7.3 Geluid

Mogelijke overlast zal alleen kunnen bestaan bij gebruik van centrifuges. Deze kunnen een geluidsniveau halen van 80 à 100 dBA.

8 LITERATUUR

- DHV Raadgevend Ingenieursbureau, Reiniging van verontreinigd grondwater van een voormalig gasfabrieksterrein, resultaten van een praktijkonderzoek, DBW/RIZA nota 88.007, maart 1988.
- IWACO (1990). Cursus grondwaterzuiveringstechnieken.
- Joziasse, J., Pols H.B. (red), De behandeling van industrieel afvalwater in de toekomst, deel II: verwijderingstechnieken, RIZA - werkdocument 91.142X-II, februari 1990.
- Joziasse J., Wiering A. (red), "Monografieën informatiesysteem technieken, Compartiment water", TNO/RIVM rapport nr. 736101008.
- Graaf, J.H. van der, Slibbehandeling en energie, H₂O (15), 1982, nr. 2, pag. 28 - 35.
- Jong, P., Onderzoek grondwaterreiniging TOP Leeuwarden, DBW/RIZA nota 90.025, mei 1990.
- Optimalisatie van fysisch/chemische zuivering van door galvanische en aanverwante industrie - verontreinigd grondwater, DBW/RIZA nota 88.007, maart 1988.