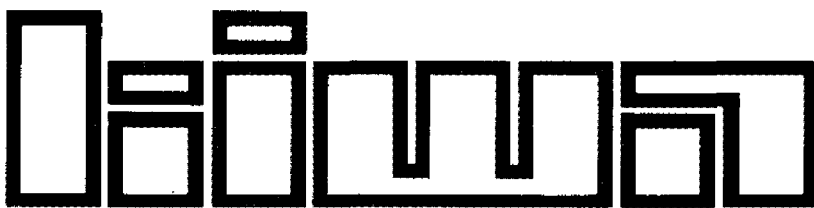
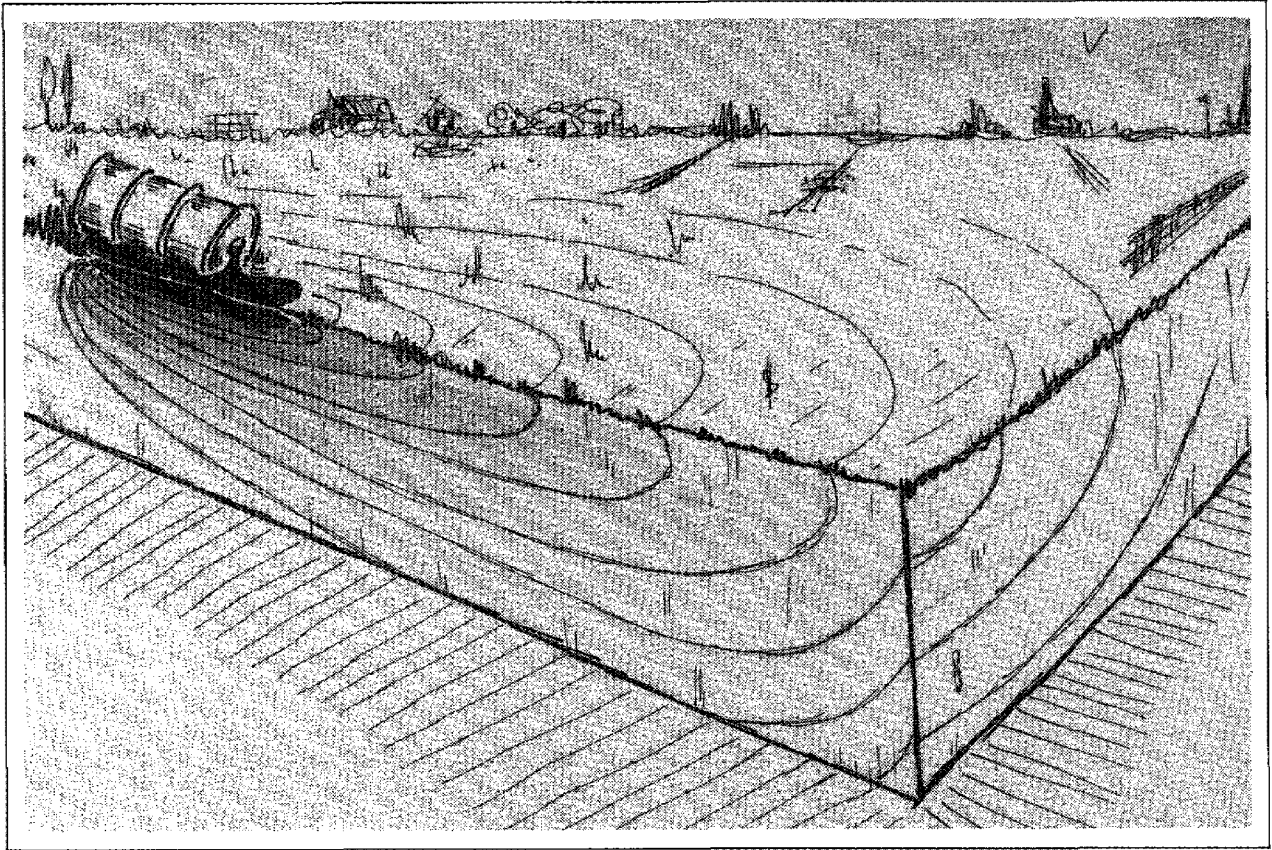


gedrag bodemverontreinigingen



keuringsinstituut voor waterleidingartikelen kiwa n.v.

mededeling nr. 86

TRANSPORT VAN ORGANISCHE VERBINDINGEN DOOR DE BODEM

ONDERDEEL VAN HET ONDERZOEK:

"INVLOED VAN BODEMVERONTREINIGINGEN EN LEIDINGMATERIAAL OP DE DRINKWATERKWALITEIT"

Ir. L.A.H.M. Verheijen
Vakgroep Hydrologie
KIWA N.V.
Nieuwegein, mei 1985

| | |
|--|----|
| <u>INHOUD</u> | 1 |
| VERANTWOORDING | 3 |
| SUMMARY | 5 |
| SAMENVATTING | 8 |
| 1 INLEIDING | 11 |
| 2 EIGENSCHAPPEN VAN DE VERONTREI- NIGENDE STOFFEN | 16 |
| 2.1 Algemeen | 16 |
| 2.2 Fysisch-chemische eigenschappen | 16 |
| 2.3 De vervluchting | 22 |
| 2.4 De sorptie in de bodem | 26 |
| 2.5 Biodegradatie | 32 |
| 2.5.1 Inleiding | 33 |
| 2.5.2 De biodegradatie | 36 |
| 2.5.3 Kan de biodegradatie nu ook in de bodem plaatsvinden | 43 |
| 3 REPRESENTATIEVE BODEMKUNDIGE OM- STANDIGHEDEN MET BETREKKING TOT DISTRIBUTIELEIDINGEN | 45 |
| 3.1 Inleiding | 45 |
| 3.2 Representatieve bodemkundige om- standigheden met betrekking tot de kunststofleidingen | 49 |
| 4 WAT TE DOEN BIJ EEN BODEMVERONTREI- NING IN DE OMGEVING VAN LEIDINGEN | 52 |
| 4.1 Inleiding | 52 |
| 4.2 Beoordeling praktijksituaties | 52 |
| 4.3 Mini draaiboek voor verdachte situaties | 63 |
| 5 AANBEVELING VOOR NADER ONDERZOEK | 67 |

| | | |
|-------------|---|----|
| LITERATUUR | | 68 |
| Bijlage I | Fysisch-chemische eigenschappen | 81 |
| Bijlage II | Verzamelde verdelingscoëfficiënten over lucht en water | 82 |
| Bijlage III | Vergelijking berekende en gemeten log K_{OW} -waarden | 83 |
| Bijlage IV | biodegradatie | 84 |
| | IV.1 Methode | 85 |
| | IV.2 Resultaat | 87 |

VERANTWOORDING

Het onderzoeksproject "Invloed van bodemverontreinigingen en leidingmaterialen op de drinkwaterkwaliteit" werd evenredig gefinancierd door de VEWIN, het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) en de Fabrikanten van Drinkwaterleidingbuizen van Kunststof, Asbest-cement en Beton.

Het onderzoek werd begeleid door de Technische Begeleidingsgroep Permeatie en de Stuurgroep Permeatie. De Technische Begeleidingsgroep heeft zich gericht op de directe begeleiding van het onderzoek; de Stuurgroep op de beleidsmatige aspecten en algehele voortgangscntrole.

De samenstelling van deze groepen is als volgt.

Technische Begeleidingsgroep Permeatie

- ir. J. Schilperoord (KIWA N.V.), voorzitter;
- ir. J. de Feijter (KIWA N.V.), secretaris;
- ir. J.W. Aeyelts Averink (Shell Internationale Research Mij);
- ir. C.G.E.M. van Beek (KIWA N.V.);
- dr. P. Benjamin (Draka-Polva B.V.);
- ir. W.F. Geene (Bonna-Vianen);
- ir. H.J. van 't Haaff (Eternit B.V.);
- drs. B.G. van der Heijden (Drinkwaterleiding Rotterdam);
- drs. W. van de Meent (KIWA N.V.);
- ir. J.B.H.J. Linders (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne);
- prof.dr. A.J. Staverman (Rijksuniversiteit Leiden);
- dr. T. Trouwborst (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer);

- drs. G. Veenendaal (KIWA N.V.);
- prof.dr.ir. A.K. van der Vegt (technische Hogeschool Delft);
- dr. M.W. Vonk (KIWA N.V.).

Stuurgroep Permeatie

- ir. P.C. Verkerk (Directie Drink- en Industriewatervoorziening van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer), voorzitter (tot 1 januari 1985);
- drs. W.E.M.C. Krul (Directie Drink- en Industriewatervoorziening van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer), voorzitter (vanaf 1 januari 1985);
- drs. G. Veenendaal (KIWA N.V.), secretaris;
- dr. P. Benjamin (DRAKA-POLVA B.V.), namens de industriële groepering;
- ir. J. Schilperoord (KIWA N.V.), voorzitter Technische Begeleidingsgroep Permeatie;
- ir. A.M. Stoffberg (Waterleiding Maatschappij Gelderland), namens de VEWIN;
- ir. W.C. Wijntjes (Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen), namens de VEWIN.

SUMMARY

In 1983 an investigation was carried out to get insight into the transport behaviour of pollutants in the soil with regard especially to the permeation of organic compounds through water-supply pipes. The first step was to search the literature for the physico-chemical properties of the substances of interest. (Appendix 1). Next, three factors were examined that have a direct relevance to the transport behaviour: volatility, sorption and bio-reduction. A measure for the volatility is the saturated vapour pressure. The actual evaporation in a given situation can be found by calculation, although it is not always fully clear how closely these calculations approximate to the real situation. The second factor is the sorption. In view of the lipid (non polar) character of the compounds examined, it is possible to make a very general estimate of the sorption on the basis of the lipidity (expressed as a K_{OW} number) and the organic matter content of the soil. The estimate is of a general character primarily because no distinction is made as to the nature of the organic matter. The K_{OW} -values can be either measured or calculated. The experimental values exhibit quite a large spread as a result of the different experimental methods (see Table 4). Calculated values of K_{OW} are preferred. The alternative to using K_{OW} -values to describe the sorption is to use absorption isotherms. This involves more work but it gives more detailed information. In spite of its general character, the K_{OW} -value seems to be more practical than the absorption isotherm in estimating the sorption, especially for a first estimate. The third factor is the bio-reduction. A search was made in the literature to find the conditions

under which the compounds examined are decomposed (Appendix IV). Several general tendencies were found. At low concentrations the ambient conditions play an important role with regard to the percentage decomposition. The redox potential, for example, is of great importance. Under methane-forming conditions, chlorinated aliphatics can be easily decomposed, in contrast to aromatics, whether chlorinated or not, which can be decomposed readily under aerobic conditions. The decomposition mechanism has also been examined. More insight into the mechanisms of breakdown is gradually being accumulated. When more is understood of these mechanisms, it may be possible on the basis of the structure of a compound to deduce the conditions under which the compound can be decomposed. For example in dichlorobenzene the siting of the two chlorine atoms with respect to each other has an important effect on the decomposition of dichlorobenzene (figure 12). Apart from the investigation of the possible biological decomposition of the compounds in question, the question remains whether the conditions in the soil are such that bioreduction can indeed take place. This too is examined more closely in connection with the present investigation. Another point of importance with regard to the possible exposure of water-supply pipes to pollutants is the condition of the soil in which the pipes are laid. The pipes are often bedded in sand. The soil material surrounding the pipes may be disturbed. Finally in (4.2) it is indicated how the collected data can be used to make rapid estimates of the distribution of the substance between vapour, liquid and solid phase and the velocity of the substance with respect to

the water. The possibility or the inhibition of bio- reduction is also examined. Furthermore a "mini- scenario" is given as a guide for how to proceed in a situation where permeation through water-supply pipes is suspected.

SAMENVATTING

In 1983 is een inventarisatie-onderzoek uitgevoerd om inzicht te verkrijgen in het transportgedrag van verontreinigingen in de bodem in relatie tot permeatie van organische verbindingen door drinkwaterleidingen.

In eerste instantie zijn een aantal fysisch-chemische eigenschappen van de bekeken stoffen opgezocht (bijlage 1).

Vervolgens zijn drie processen bekeken die direct van belang zijn voor het transportgedrag.

Het eerste proces is de vervluchtiging. Een maat voor de vervluchtiging is de verzadigde dampspanning. Over de concrete omvang van de vervluchtiging voor een gegeven situatie kunnen theoretische berekeningen gemaakt worden. Onbekend is nog in hoeverre deze theoretische berekeningen de reële situatie goed benaderen.

Het tweede proces is de sorptie. Gezien het lipofiele (apolaire) karakter van de onderzochte verbindingen is het mogelijk om op basis van de lipofiliteit (uitgedrukt in K_{OW} -getal) en het organische stofgehalte van de grond een algemene schatting te maken van de sorptie. Het algemene karakter van de schatting zit vooral in het feit dat er geen onderscheid wordt gemaakt naar de aard van de organische stof. De K_{OW} -waarden kunnen zowel experimenteel bepaald worden als theoretisch berekend worden. De experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden vertonen een nogal grote spreiding die onder andere veroorzaakt wordt door de manier waarop de K_{OW} -waarde bepaald is (zie tabel 4). De voorkeur wordt gegeven aan berekende K_{OW} -waarden. Het alternatief voor het werken met de K_{OW} -waarde om de sorptie te beschrijven is het werken met adsorptie-isothermen. Dit brengt meer werk met zich mee

maar geeft gedetailleerdere informatie. Ondanks het algemene karakter lijkt de K_{ow} -waarde toch praktischer dan de adsorptie-isothermen om de sorptie te benaderen, zeker als het gaat om een eerste schatting.

Het derde proces is de biodegradatie. Aan de hand van een literatuur onderzoek is gekeken onder welke omstandigheden de onderzochte verbindingen afgebroken kunnen worden (bijlage IV). Hierbij kwamen enkele algemene tendensen naar voren. Bij lage concentraties spelen de milieuomstandigheden een belangrijke rol ten aanzien van het omzettingspercentage. De redoxpotentiaal bijvoorbeeld blijkt van groot belang te zijn. De gechloreerde alifaten kunnen onder methaanvormende omstandigheden zeer goed afgebroken worden in tegenstelling tot de al of niet gechloreerde aromaten die vooral onder aerobe omstandigheden afgebroken kunnen worden.

Gekeken is daarnaast naar de afbraakmechanismen. Er begint langzaam inzicht te komen in de afbraakmechanismen. Is hierover meer bekend dan kan misschien aan de hand van de structuur van een verbinding afgeleid worden hoe en onder welke omstandigheden de verbinding afgebroken kan worden. Zo blijkt bij dichloorbenzeen de plaats van de twee chlooratomen ten opzichte van elkaar van groot belang te zijn voor mogelijke afbraak van de dichloorbenzeen (figuur 12).

Naast de mogelijkheid tot biologische afbraak van de verbindingen onderzocht te hebben is het de vraag of de omstandigheden in de bodem dusdanig zijn dat biodegradatie daadwerkelijk plaats kan vinden. Dit is eveneens in het kader van dit onderzoek nader bekeken.

Een ander aspect dat van belang is wat betreft de omvang van een eventuele blootstelling van drinkwaterleidingen aan verontreinigingen is de bodem-

kundige situatie rondom de drinkwaterleiding. Zo liggen leidingen vaak in een zandbed of is de grond rondom de leidingen geroerd.

Aangegeven is tenslotte (4.2) hoe met de verzamelde informatie voor een praktijksituatie snel een ruwe schatting kan worden gemaakt van de verdeling van de stof over lucht, water en vaste fase en de snelheid waarmee de stof beweegt ten opzichte van water. Tevens wordt bekeken of er (on)mogelijkheden zijn ten aanzien van biodegradatie.

Daarnaast staat (4.3) een "minidraaiboek" weergegeven hoe te handelen bij een situatie waarin er een vermoeden bestaat dat er permeatie kan optreden.

1

INLEIDING

Het verrichte onderzoek, waarvan het verslag voor u ligt, is een onderdeel van het onderzoeksproject "invloed van bodemverontreinigingen en leidingmateriaal op de drinkwaterkwaliteit". De opdracht tot het onderzoek is afkomstig van het (voormalige) ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, de fabrikanten van leidingmaterialen en grondstoffen en de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN) die alle 3 verenigd zijn in de Technische Begeleidingsgroep Permeatie.

Er zijn 3 hoofdfasen in het onderzoek te onderscheiden:

- a) Inventarisatie van bodem en grondwater verontreinigende stoffen;
- b) Transport van deze stoffen door de bodem;
- c) Transport van deze stoffen door de buiswand.

Dit rapport betreft alleen fase b.

Het resultaat van het onderzoek naar transport van stoffen door de busiwand staat in "Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen", (mededeling 85).

Dit deelonderzoek heeft een inventariserend karakter. Dit heeft onder andere tot gevolg dat er kennis verzameld is. Met deze kennis kan een eerste ruwe schatting worden gemaakt van het transportgedrag van de stoffen in de bodem. Deze schattingen zijn nog niet getoetst aan praktijksituaties.

Er zijn drie aspecten bekeken; de bodemkundige karakterisering van de gronden waarin leidingen zijn gelegen, enkele eigenschappen van verontreinigende stoffen en de aanpak bij een situatie waarin er sprake kan zijn van permeatie.

Het accent ligt op het tweede aspect.

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op enkele eigenschappen van de verontreinigde stoffen. Het gedrag van een stof in de bodem en daarmee ook het transport van deze stof in de bodem, wordt bepaald door de fysisch-chemisch eigenschappen van de stof, de vervluchtiging, het sorptie-gedrag van de stof in de bodem en de (bio-)degradatie van de stof onder omstandigheden die in de bodem voorkomen. De verzamelde informatie moet hiervan een beeld geven.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de bodemkundige karakterisering van gronden waarin leidingen zijn gelegen. Hierbij wordt dan gelet op factoren die van belang kunnen zijn voor het transport van de bekeken stoffen.

In hoofdstuk 4 staat weergegeven hoe praktijksituaties te beoordelen. Daarnaast staat in hoofdstuk 4 een "mini-draaiboek" weergegeven waarin (algemene) informatie staat ten aanzien van de aanpak van situaties waarin sprake kan zijn van permeatie.

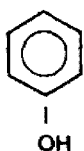
Uit het onderzoek "inventarisatie van bodem en grondwaterverontreinigende stoffen" is een lijst van organische verbindingen naar voren gekomen. Hierbij is gelet op frequentie van voorkomen, gevonden concentratierange, chemisch karakter van de stof en het voorkomen van stoffen in lopend onderzoek. Twee groepen stoffen bleken bij de inventarisatie veel voor te komen: gechloreerde en/of gealkyleerde benzeenverbindingen en vluchtige chlooralkanen c.q. -alkenen.

Tabel 1: Lijst van namen van bekeken stoffen

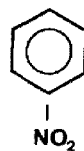
| <u>IUPAC*-naam</u> | <u>triviale naam</u> | <u>structuurformule</u> |
|-----------------------------|---|---|
| <u>Methaanverbindingen:</u> | | |
| tetrachloormethaan | carbontetrachloride, tetra | CCl_4 |
| trichloormethaan | chloroform | CHCl_3 |
| dichloormethaan | methyleenchloride | CH_2Cl_2 |
| chloormethaan | methylchloride | CH_3Cl |
| <u>Etheenverbindingen:</u> | | |
| tetrachlooretheen | per, perchlooretheen, perchloorethyleen | $\text{CCl}_2=\text{CCl}_2$ |
| trichlooretheen | trichloorethyleen, tri | $\text{CHCl}=\text{CCl}_2$ |
| 1,1-dichlooretheen | vinylideen-chloride | $\text{CH}_2=\text{Cl}_2$ |
| chlooretheen | chloorethyleen, vinyl-chloride | $\text{CH}_2=\text{CHCl}$ |
| <u>Ethaanverbindingen:</u> | | |
| 1,1,1-trichloorethaan | methylchloroform | CCl_3-CH_3 |
| 1,2-dichloorethaan | | $\text{CH}_2\text{Cl}-\text{CH}_2\text{Cl}$ |
| <u>Hogere alkanen:</u> | | |
| 2-butanon | methylethylketon | $\text{CH}_3-\text{CO}-\text{CH}_2-\text{CH}_3$ |
| pentaan | | $\text{CH}_3-(\text{CH}_2)_3-\text{CH}_3$ |
| octaan | | $\text{CH}_3-(\text{CH}_2)_6-\text{CH}_3$ |
| <u>Benzeenverbindingen:</u> | | |



benzeen



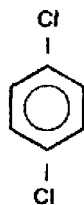
fenol



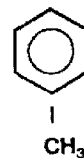
nitrobenzeen



chloorbenzeen



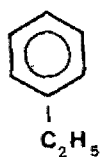
1,4-dichloorbenzeen



tolueen

*IUPAC: International Union for Pure Applied Chemistry

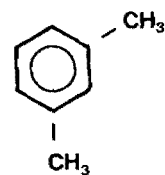
Tabel 1 (vervolg)



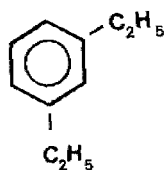
ethylbenzeen



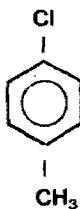
propylbenzeen



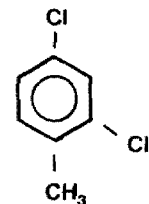
m-xyleen



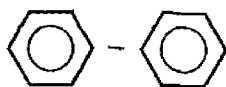
1,3-diethylbenzeen



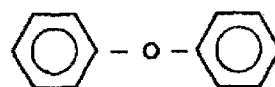
p-chloortolueen



2,4-dichloortolueen



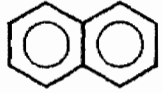
bifenyl



bifenylether

Tabel 1 (vervolg).

Polycyclische aromaten:



naftaleen

2 EIGENSCHAPPEN VAN DE VERONTREINIGENDE STOFFEN

2.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt het gedrag van de stoffen in de grond bekeken.

Het gedrag van de stoffen wordt bepaald door de volgende aspecten:

- oplosbaarheid
- vervluchtiging
- sorptie-gedrag
- bio-degradatie

In par. 2.2 worden een aantal fysisch-chemische parameters van de onderzochte stoffen weergegeven. In 2.3 en 2.4 wordt ingegaan op vervluchtiging resp. de sorptie. De vervluchtiging en de sorptie zijn enerzijds afhankelijk van eigenschappen van de stof maar zijn anderzijds ook afhankelijk van de eigenschappen van de bodem. De biodegradatie (2.5) is afhankelijk van de eigenschappen van de stof én van de aard en activiteit van de micro-organismen (m.o.) in de bodem.

2.2 Fysisch-chemische eigenschappen

De volgende fysisch-chemische parameters zijn verzameld:

- kookpunt, smeltpunt, dichtheid ten opzichte van water;
- verzadigde dampspanning (verzadigingsconcentratie in de lucht) en de oplosbaarheid in water;
- verdelingscoëfficiënt water/lucht.

Deze parameters moeten een indruk geven over de vorm waarin de stof voorkomt (vast, vloeibaar, gas), de dichtheid van de stof ten opzichte van water, de vluchtigheid en de oplosbaarheid. Alle parameters zijn uit de literatuur verzameld (Verschueren, 1977; Perry, 1973; Handbook of Chemistry

and Physics, 1973; Riedel-de Haën, 1981). De verdelingscoëfficiënten zijn berekend.

De verzamelde fysisch-chemische parameters staan in bijlage 1 weergegeven.

De in bijlage 1 vermelde K_{OW} -waarden worden in de volgende paragraaf toegelicht.

Enige toelichting op enkele eigenschappen

De dampspanning is de druk die wordt uitgeoefend wanneer een vaste stof of vloeistof in evenwicht is met zijn eigen damp.

Men spreekt van een verzadigde dampspanning (=verzadigingsconcentratie in de lucht) als een zuivere oplossing in evenwicht is met zijn damp.

Men spreekt van een onverzadigde dampspanning als een onverzadigde oplossing in evenwicht is met de gas-fase.

De dampspanning is een functie van de totale druk en de temperatuur.

De dampspanning voor een onverzadigde oplossing is ook een functie van de concentratie van de stof.

Voor een ideaal mengsel geldt de wet van Raoult, die stelt dat, bij constante druk en temperatuur, de dampspanning die als gevolg van een component in de oplossing ontstaat, recht evenredig is met de mol-fractie van die component in oplossing:

$$P_j = P_j^* N_j \quad (1)$$

met P_j = evenwichtsdampspanning van component j
met de oplossing

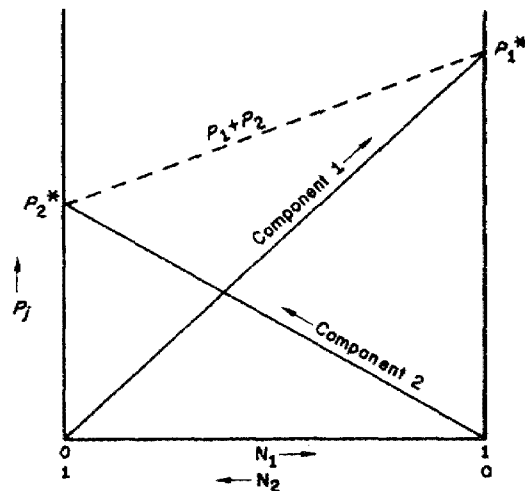
N_j = mol fractie in de oplossing van component j

P_j^* = verzadigingsdampspanning van de zuivere oplossing j bij evenwicht.

Figuur 1 geeft de (ideale) situatie weer voor een binair mengsel:

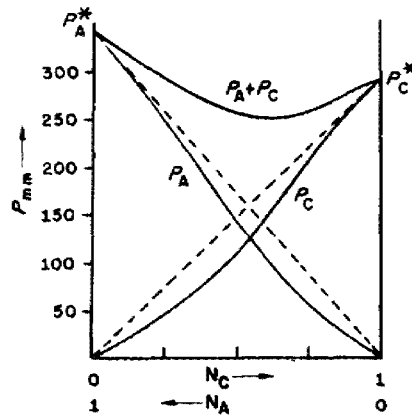
$$P_1 = P_1^* N_1$$

$$P_2 = P_2^* N_2$$



Figuur 1: Figuur waarin de dampspanning P_j tegen de molfractie N_j staat weergegeven voor een binair systeem volgens de wet van Raoult. De onderbroken lijn geeft de totale druk weer die boven de oplossing heerst en die de som is van beide dampspanningen (naar Garrels and Christ, 1965)

De wet van Raoult gaat op voor een ideale oplossing. Een bijna ideale oplossing is bijvoorbeeld een mengsel van twee optische isomeren. De meeste oplossingen echter wijken af van de wet van Raoult omdat voor die mengsels activiteiten en concentraties verschillen. Zie figuur 2.



Figuur 2: Gemeten partiële dampspanning bij verschillende samenstellingen van een acetone-chloroformmengsel bij 35.2° C. De getrokken lijnen geven de gemeten dampspanningen weer; de onderbroken lijnen geven de volgens de wet van Raoult berekende dampspanningen weer (naar Garrels and Christ, 1965)

Gevonden is nu dat wanneer de concentratie van een stof laag is, de druk van deze stof in de gasfase evenredig is met de molfractie in de oplossing. De evenredigheidsfactor is dan niet de verzadigingsdampspanningswaarde, zoals in de wet van Raoult, maar de constante van de wet van Henry:

$$\text{Ideale oplossing: } f = f^* N \quad (2)$$

$$\text{Wet van Henry: } f = H N \quad (3)$$

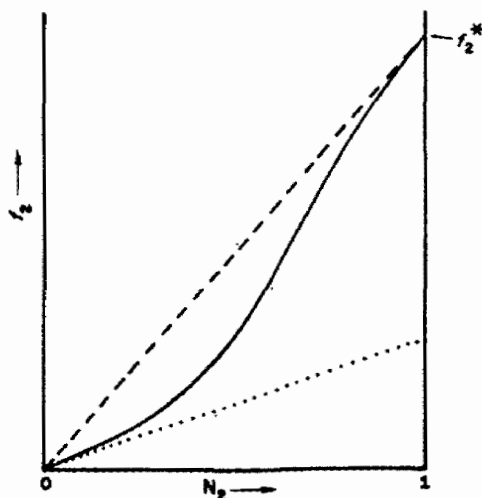
met f = druk van de stof in de gasfase

f^* = druk van de stof in de gasfase bij een zuivere oplossing, 1 atm. totale druk en een gegeven temperatuur.

N = molfractie van de stof in oplossing

H = constante van de wet van Henry

Dit staat in figuur 3 weergegeven.



Figuur 3: Schematische weergave van de verschillen tussen de situatie volgens de wet van Henry (punten-lijn), de reële situatie (getrokken lijn) en de ideale situatie (onderbroken lijn) (naar Garrels and Christ, 1965)

De wet van Henry geldt dus alleen bij lage concentraties. De wet van Raoult vormt bij hoge concentraties een goede benadering.

De verzadigde dampspanning (P mm Hg) kan worden omgerekend naar de verzadigingsconcentratie $c_{g,sat}$ in lucht (mg/l):

$$c_{g,sat} = \frac{P}{760} \cdot 1,013 \cdot 10^5 \cdot \frac{M}{RT} \quad (4)$$

met $c_{g,sat}$ = verzadigingsconcentratie in lucht (mg/l)

P = verzadigde dampspanning (mm Hg)

R = gasconstante ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

M = molecuul gewicht (g mol^{-1})

T = temperatuur (K)

en $1 \text{ atm} = 1,013 \cdot 10^5 \text{ Nm}^{-2}$

De verdelingscoëfficiënt K is gedefinieerd als de verhouding van een component in de vloeistoffase en de gasfase, als bij een bepaalde temperatuur en druk evenwicht bereikt is:

$$K = \frac{c_g}{c_l} \quad (5)$$

Met $K =$ verdelingscoëfficiënt $\left(\frac{g/l_g}{g/l_l}\right)$
 $c_l =$ concentratie van de componenten in de vloeistoffase (mg/l_l)
 $c_g =$ concentratie van de component in de gasfase (mg/l_g)

De verdelingscoëfficiënt kan berekend worden uit de oplosbaarheid van de component in water ($c_{l,sat}$) en de verzadigingsconcentratie van de zuivere component in lucht ($c_{g,sat}$):

$$K = \frac{c_{g,sat}}{c_{l,sat}} \quad (6)$$

Dus, uit vergelijking (4) en (6) volgt:

$$K = \frac{P \cdot 1,013 \cdot 10^5}{760} \cdot \frac{M}{RT} \cdot \frac{1}{c_{l,sat}} \quad (7)$$

Bij 20° C wordt (7):

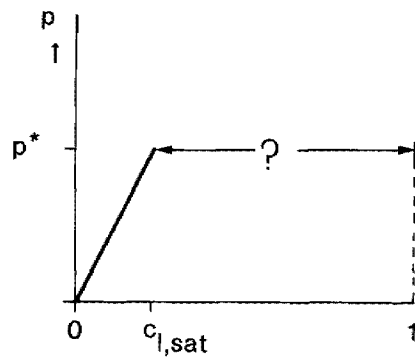
$$K = \frac{M}{18,276} \cdot \frac{P}{c_{l,sat}} \quad (8)$$

De situatie voor niet mengbare systemen:

De wet van Henry en de wet van Raoult gaan op voor mengbare stoffen.

Hoe is de situatie echter voor niet-mengbare stoffen? Dan geldt de wet van Henry of Raoult alleen voor concentraties lager dan de maximale oplosbaarheid (figuur 4).

Figuur 4



De situatie voor niet-mengbare stoffen!
($c_{1,sat}$ =maximale oplosbaarheid)

De dampspanning bij een verzadigde oplossing is gelijk aan de maximale dampspanning. Dit betekent dat een verzadigde oplossing dezelfde dampspanning heeft als een zuivere oplossing. (Stumm and Morgan, 1981). In bijlage II staan uit de literatuur verzamelde K-waarden weergegeven. Het blijkt dat de K-waarden een factor 10 variëren.

2.3

De vervluchtiging

De dampspanning is een maat voor de vluchtigheid van een stof. De vervluchtiging vanuit het bodemvocht hoeft echter niet gelijk te zijn aan de verdamping vanuit een oplossing zonder de aanwezigheid van een bodem.

Het is mogelijk om een theoretische benadering te maken van de vervluchtiging uit de bodemoplossing. Hierbij wordt verondersteld dat de dampspanning bekend is. Dit is voor een situatie in een bodem al een moeilijk uitgangspunt omdat in de bodem de verdeling over water en lucht anders kan uitvallen dan men volgens de theorie zou verwachten. Dit verschil kan vooral veroorzaakt worden door de aanwezigheid van organische stof deeltjes in de bodemoplossing waardoor de hoeveelheid stof die in de bodemoplossing zit sterk kan verschillen van die van demi-water.

Verder wordt verondersteld dat de concentratie van de onderzochte verbinding in de lucht boven de bodem nul is.

De vervluchtiging wordt nu als een diffusie-proces beschreven. De diffusie wordt met behulp van een erf-functie beschreven (Crank, 1975; Bolt, 1979). De diffusiecoëfficiënt in de gasfase die nodig is voor de beschrijving van de diffusie kan niet zomaar worden toegepast aangezien de gasdiffusie in de bodem alleen plaatsvindt in de poriën en wel in de niet-water gevulde poriën. De diffusiecoëfficiënt moet dus gecorrigeerd worden voor het (luchtgevulde deel van het) poriënstelsel. Dit kan gedaan worden met de benadering die door Millington en Shearer (1971) beschreven is.

Bij deze beschrijving van de diffusie in de bodem is het mogelijk onderscheid te maken tussen een geaggregeerde bodem en een niet geaggregeerde bodem. Een geaggregeerde grond wordt verondersteld te zijn opgebouwd uit aggregaten, kluitjes grond. De poriën tussen de "kluiten" zijn veel groter dan de poriën in de kluit wat tot gevolg heeft dat de water- en luchthuishouding in en tussen de kluiten, op microschaal dus, sterk kan verschillen. Verder is de gasdiffusieconstante een functie van de samenstelling van de gasfase. Dit kan van belang zijn omdat in de bodem de gassamenstelling sterk kan variëren ten gevolge van bacteriële activiteit (O_2 -consumptie en CO_2 -productie bij aerobe situaties; N_2O -productie bij denitrificatie).

De gecorrigeerde diffusiecoëfficiënt, en daarmee ook de vervluchtiging, is dan een functie van het poriënvolume, vochtgehalte van de bodem, de samenstelling van de gasfase in de bodem en de al dan niet aanwezigheid van aggregaten.

In Fast en andere (1983) worden theoretische berekeningen uitgevoerd om schattingen te kunnen maken van de uitdamping van tri en per uit het bodemsysteem naar kruipruimte-lucht. Zij werken met een gecorrigeerde diffusiecoëfficiënt van de bodemlucht.

De diffusiecoëfficiënt moet gecorrigeerd worden voor

- . het feit dat slechts een fractie (e_g) van de bodem uit lucht bestaat;
- . een wegverlengingsfactor (λ) van de poriën omdat de poriën niet recht zijn ($\lambda = \sqrt{3}$);
- . een gedeelte (0,1) van de poriën is afgesloten van de andere poriën.

De diffusiecoëfficiënt in de bodemlucht wordt nu als volgt uit de diffusiecoëfficiënt in lucht afgeleid:

$$D_{\text{bodemlucht}} = D_{\text{lucht}} \frac{e_g - 0.1}{\lambda}$$

Uitgaande van de wetten Fick kan nu het horizontaal en verticale transport van stoffen in de bodemluchtfase berekend worden.

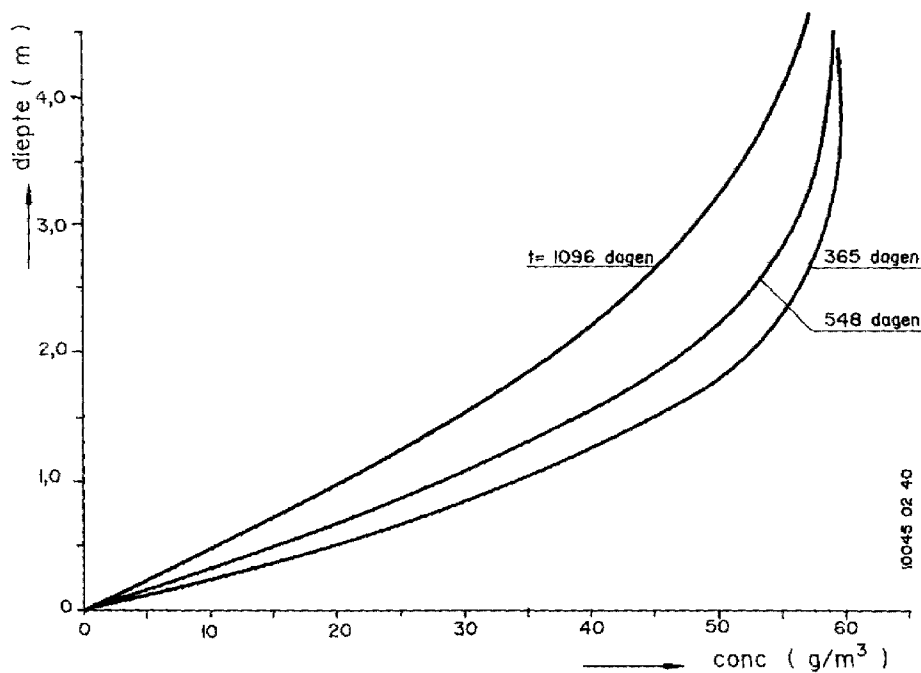
Met behulp van mathematische oplossingen van de diffusie, zoals Crank (1975) die voor verschillende situaties geeft, worden dan transportfluxen op verschillende tijdstippen in de bodemlucht berekend. In figuur 5 staat het resultaat van deze berekeningen weergegeven voor de situatie waarbij aangenomen is dat de vervluchtiging nog niet zover is gevorderd dat de concentratie daalt, zodat de concentratie op diepte $x=1$ als constant beschouwd kan worden.

Om de diffusiecoëfficiënt in de bodemlucht af te leiden van de diffusiecoëfficiënten in lucht kan ook uitgegaan worden van de formule die Millington and Shearer (1971) afgeleid hebben. Zij maken onder andere een onderscheid tussen geaggregeerde en niet-geaggregeerde grond.

In tabel 2 staat een vergelijking weergegeven van de resultaten van de verschillende manieren waarop de diffusiecoëfficiënten in de bodemlucht afgeleid worden van de diffusiecoëfficiënt in lucht. Voor

lage vochtgehaltes worden waarden berekend voor de correctiefactor die een factor 5-10 van elkaar verschillen.

Het is nog onbekend in hoeverre men met deze theoretische berekening de reële vervluchtiging benadert.



Figuur 5 Resultaat van een theoretische berekening van het verloop van de concentratie van per in de diepte op verschillende tijdstippen voor de situatie waarbij verondersteld wordt dat de verzadigingsconcentratie van per in de lucht (59.9 g/m^3) bereikt wordt doordat er evenwicht is met een verzadigde oplossing van per in water.

Tabel 2 Vergelijking van de resultaten van verschillende manieren waarop de diffusiecoëfficiënten in de bodemlucht afgeleid worden van de diffusiecoëfficiënten in lucht (poriënvolume= 0.5 m³/m³ bodem).

| E _L | F | | |
|----------------|------|-----------------------|-----------------------|
| | (1) | (2) | (3) |
| 0.05 | - | 1.56 10 ⁻⁴ | 1.42 10 ⁻⁴ |
| 0.10 | 0 | 1.64 10 ⁻³ | 2.08 10 ⁻⁴ |
| 0.15 | 0.03 | 6.46 10 ⁻³ | 7.29 10 ⁻³ |
| 0.20 | 0.06 | 0.017 | 0.014 |
| 0.25 | 0.09 | 0.035 | 0.033 |
| 0.30 | 0.12 | 0.067 | 0.056 |
| 0.35 | 0.14 | 0.11 | 0.086 |
| 0.40 | 0.17 | 0.18 | 0.124 |
| 0.45 | 0.20 | 0.27 | 0.169 |
| 0.50 | 0.23 | 0.38 | 0.226 |

$$D_{\text{bodemlucht}} = F D_{\text{lucht}}$$

E_L = luchtgevuld poriënvolume (m³ m⁻³ bodem)

F = (1) berekend volgens Fast en anderen (1983)

(2) berekend volgens Millington and Shearer (1971) voor een niet-geaggregeerde grond waarbij is aangenomen dat de helft van de gronden uit poriën bestaat (Verheijen, 1983)

(3) als (2), voor geaggregeerde gronden

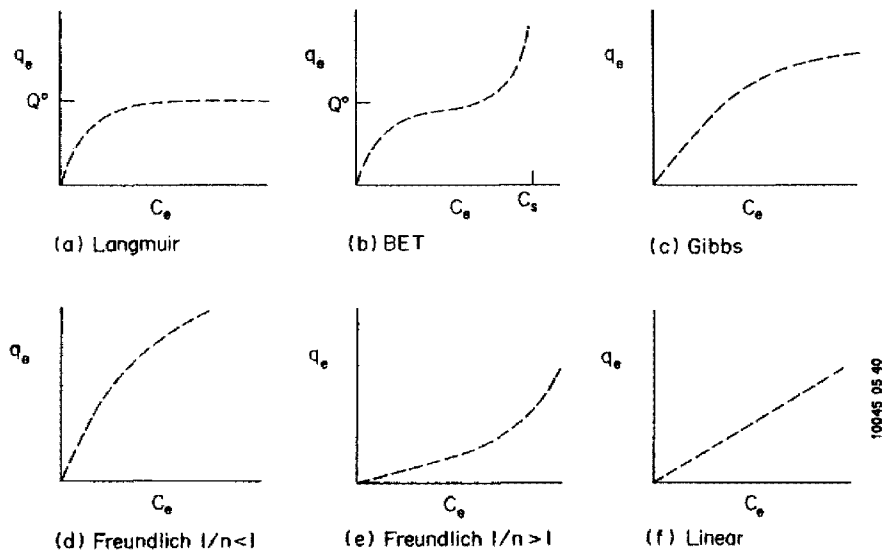
2.4 De sorptie in de bodem

Gezocht wordt naar een manier om de mate van binding van een stof door de grond (de sorptie) te beschrijven. Sorptie in een grond kan plaatsvinden

aan oppervlakten van kleimineralen, aan (Fe-, Al-, Mn-oxiden) en aan organische stoffen.

De sorptie van een stof in de grond kan beschreven worden met behulp van adsorptie-isothermen. Deze geven het verband weer tussen de concentraties van een stof in de bodemoplossing en de hoeveelheid stof die geadsorbeerd is aan de vaste fase. Er bestaan verschillende vergelijkingen die deze adsorptie-isothermen beschrijven, zoals de Langmuir-, de B.E.T.- en de Gibbs vergelijkingen, die een theoretische basis hebben, de Freundlich vergelijking die een empirisch karakter heeft en de lineaire vergelijking (zie figuur 6).

Figuur 6



Grafische weergave van verschillende adsorptie-isotherm-modellen (Voice and Weber, 1983)

Voor lage concentratie wordt lineaire adsorptie verondersteld, wat in overeenstemming is met de in figuur 5 weergegeven adsorptie-isothermen:

$$S(z) = K_p c(z) \tag{9}$$

Met $S(z)$ = concentratie van stof z aan de vaste fase ($\mu\text{mol/g}$)

$c(z)$ = concentratie van stof z in de vloeistof fase ($\mu\text{mol/cm}^3$)

K_p = verdelingscoëfficiënt van stof z over vaste en vloeibare fase in de grond (cm^3/g)

De sorptie is afhankelijk van de stof. Afhankelijk van de verschillende groepen waaruit het molecuul is opgebouwd heeft de stof een hydrofoob of een hydrofiel karakter. Hydrofiele groepen zijn bijvoorbeeld OH en COOH. Een hydrofiele stof lost goed op in water omdat het een intensieve wisselwerking heeft met water; denk hierbij aan H-brugvorming en dipool-dipool-interactie. Een hydrofobe groep is bijvoorbeeld een alkaangroep. Hydrofobe stoffen hebben een apolair karakter en zijn slecht oplosbaar in water. Zij hebben de neiging om het contact met water tot een minimum te beperken en zoeken relatief apolaire milieu's op.

De verdelingscoëfficiënt blijkt voor hydrofobe verbindingen sterk gecorreleerd te zijn aan het organisch stofgehalte in de bodem met andere woorden de sorptie van hydrofobe verbindingen vindt voor een groot deel plaats aan de organische stof: vergelijking (10).

$$K_p = f_{OC} K_{OC} \quad (10)$$

Met f_{OC} = fractie organische stof in de grond
(g org C/g vaste stof)

K_{OC} = verdelingscoëfficiënten over water en org. stof. ($\text{cm}^3/\text{g org. C}$)

Alleen bij lage organische stofgehalten, f_{OC} kleiner dan 0,001 (Schwarzenbach, 1981), gaat deze correlatie niet op. Dan zijn blijkbaar ook andere vormen van sorptie belangrijk.

In de literatuur wordt de sorptie van hydrofobe verbindingen aan organische stof beschreven met behulp van het octanolwater getal. Dit getal, de K_{OW} is de verdelingscoëfficiënt van een stof over octanol en water.

Dat de sorptie aan de organische stof goed gecorreleerd is met de K_{OW} -waarde is in overeenstemming met de gedachte dat de sorptie aan organische stof gebaseerd is op het hydrofobe karakter van de geadsorbeerde stof en de K_{OW} -waarde een maat is voor het hydrofobe karakter van een stof.

Karickhoff (1981) leidde enkele theoretische vergelijkingen af die aangevuld werden met empirische bepaalde constanten en kwam zo tot de volgende vergelijking die het verband weergeeft tussen de octanol-water verdelingscoëfficiënt van de geadsorbeerde stof en de K_{OC} :

$$\log K_{OC} = 0,989 \cdot \log K_{OW} - 0,21 \quad (11)$$

met K_{OW} = de verdelingscoëfficiënt octanol-water

(10) en (11) gecombineerd geeft:

$$\log K_p = 0,989 \cdot \log K_{OW} + \log f_{OC} - 0,21 \quad (12)$$

Schwarzenbach (1981) leidde een bijna identieke, empirische vergelijking af voor dat deel van de grond, waarvan de diameter van de vaste-fase-deeltjes kleiner is dan 125 μm .

(daar vindt meeste adsorptie plaats):

$$\log K_p = 0,72 \cdot \log K_{OW} + \log f_{OC} + 0,49 \quad (13)$$

Met de K_{OW} -waarde en het organische stof gehalte van een grond kan nu dus een K_p -waarde berekend worden. Met deze K_p -waarde kan dan een schatting gemaakt worden van de snelheid waarmee de stof door de grond gaat, ten opzichte van de snelheid van water

indien alleen sorptie bekeken wordt:

$$\frac{V_{\text{stof}}}{V_{\text{water}}} = \left(1 + \frac{D(1-E)}{E} K_p\right)^{-1} \quad (14)$$

met $E = \text{cm}^3 \text{ porie/cm}^3 \text{ grond}$

$D = \text{dichtheid van de vaste fase in g/cm}^3$

Een maat om de snelheid van de stof ten opzichte van de snelheid van water uit te drukken is de retardatie factor R_D .

Voeren we de retardatiefactor R_D in dan wordt formule 14:

$$\frac{V_{\text{stof}}}{V_{\text{water}}} = \frac{1}{1+R_D} \quad (15)$$

$$\text{met } R_D = \left(\frac{(1-E)D}{E} K_p\right)$$

In tabel 3 staat een vergelijking weergegeven van K_p -waarden zoals Schwarzenbach en Karickhoff ze voor eenzelfde situatie benaderen.

Tabel 3 De vergelijking van enkele volgens Schwarzenbach en Karickhoff berekende K_p -waarden. De fractie kleiner dan $125 \mu\text{m}$ is voor de aquifer 20 % en voor het rivier-viersediment 42 %.

| | K_p | | | | |
|------------------------|-------------------------------|------------|--|------------|-------|
| | Aquifer ($f_{OC}=0.001$) | | Rivier sediment ($f_{OC}=0.0073$) | | |
| | Log Schwarzenbach | Karickhoff | Schwarzenbach | Karickhoff | |
| | K_{OW} | | | | |
| chloroform. | 1.98 | 0.10 | 0.06 | 0.60 | 0.41 |
| chloorbenzeen | 2.84 | 0.30 | 0.40 | 2.02 | 2.90 |
| p-xyleen | 3.15 | 0.60 | 1.80 | 4.17 | 5.87 |
| p-dichloor- benzeen | 3.39 | 0.80 | 1.39 | 6.07 | 10.14 |

Een oorzaak van deze verschillen kan het feit zijn dat er alleen met de hoeveelheid organische stof wordt gerekend en niet gelet wordt op de aard van de organische stof.

Verschillen kunnen ook ontstaan doordat de experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden verschillen vertonen, afhankelijk van de manier waarop de K_{OW} -waarden bepaald zijn. Omdat de K_{OW} -waarden op verschillende manieren bepaald zijn is het ook moeilijk om ze met elkaar te vergelijken.

Enkele oorzaken van deze verschillen tussen experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden zijn:

- verontreinigingen die meettechnisch niet te scheiden zijn;
- verlies van de te meten verbinding gedurende de fase-scheiding en de analyse;
- de water-fase kan verontreinigd worden met octanol;
- soms gaat men uit van experimenten en eerder bepaalde K_{OW} -waarden om nieuwe K_{OW} -waarden te bepalen.
Dit kan leiden tot accumulatie van fouten;
- de pH, waarbij de K_{OW} bepaald wordt, kan van belang zijn op de grootte van K_{OW} . Dit is afhankelijk van de verbinding; de K_{OW} van fenol is erg afhankelijk van de pH.

Leo, Hansch and Elkins (1971) geven een lijst met 5000 experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden.

Er zijn ook manieren om de K_{OW} -waarde te berekenen gaande van de molecuulstructuur. Eén van deze manieren wordt door Rekker (1977) beschreven.

Voor de eenduidigheid en gelet op het feit dat niet alle K_{OW} -waarden experimenteel bepaald zijn wordt de voorkeur gegeven aan de berekende K_{OW} -waarden boven de experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden.

In tabel 4 staat voor enkele onderzocht stoffen weergegeven wat de hoogste en de laagste bepaalde K_{OW} -waarde zijn die Leo, Hansch en Elkins geven, het aantal maal dat de K_{OW} -waarde bepaald is en de volgens Rekker berekende K_{OW} -waarde. Een uitgebreide vergelijking tussen berekende en gemeten K_{OW} -waarden staat in bijlage III weergegeven.

Tabel 4 Vergelijking van experimenteel bepaalde K_{OW} -waarden (Leo, Hansch en Elkins, 1971) en berekende K_{OW} -waarden (Rekker, 1977) voor een aantal bekeken stoffen.

| | Hoogste + Laagste log K_{OW} -Waarde | aantal bepalingen | berekend |
|-------------------------|---|----------------------|----------|
| tetrachloor- methaan | 2.66 | 1 | 2.90 |
| trichloor- methaan | 1.97/1.98 | 2 | 2.19 |
| butanon | 0.26/0.29 | 2 | 0.28 |
| fenol | 1.14/1.97 | 35 | 1.53 |
| naftaleen | 3.01/3.55 | 3 | 3.30 |

De K_{OW} -waarde gebruiken om de sorptie te beschrijven heeft als voordeel ten opzicht van het gebruik van adsorptie-isothermen dat het gebruik van de K_{OW} -waarden algemener toepasbaar is. Een nadeel is dat deze algemenere toepasbaarheid fouten kan veroorzaken in de benadering van de sorptie. Toch lijkt de K_{OW} praktischer dan de adsorptie-isotherm-vergelijkingen om de adsorptie te benaderen, zeker als het gaat om een eerste schatting.

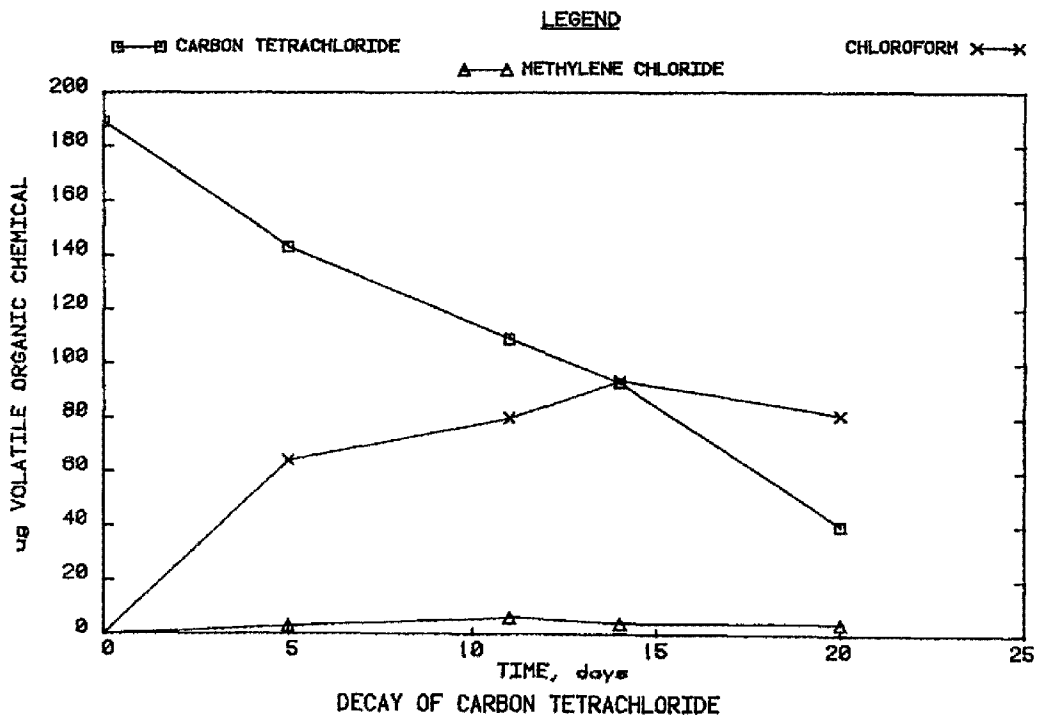
Nog opgemerkt dat de sorptie-evenwichten van hydrofobe verbindingen zich meestal snel instellen (Voice and Weber, 1983).

2.5.1 Inleiding

In de grond kunnen stoffen omgezet worden. Deze omzettingen kunnen beschouwd worden als chemische reacties. Een deel van deze chemische reacties in de bodem zullen niet spontaan (zeer langzaam) plaatsvinden. Deze omzettingsreacties kunnen wel onder invloed van biokatalysatoren (enzymen) van micro-organismen (mo) plaatsvinden.

Vele omzettingsreacties in de grond zijn daarom microbiologische reacties.

Als gevolg van microbiologische reacties kunnen concentraties van organische verbindingen veranderen. Veranderen, wat wil zeggen dat de concentraties van de reactanten kunnen afnemen, maar de concentraties van produkten kunnen toenemen. Een voorbeeld hiervan is de afbraak van tetra, waarbij chloroform gevormd wordt (zie figuur 7).



Figuur 7 Verloop van concentraties tetrachloormethaan, trichloormethaan en dichloormethaan (tetra, chloroform, respectievelijk methyleenchloride) voor de situatie

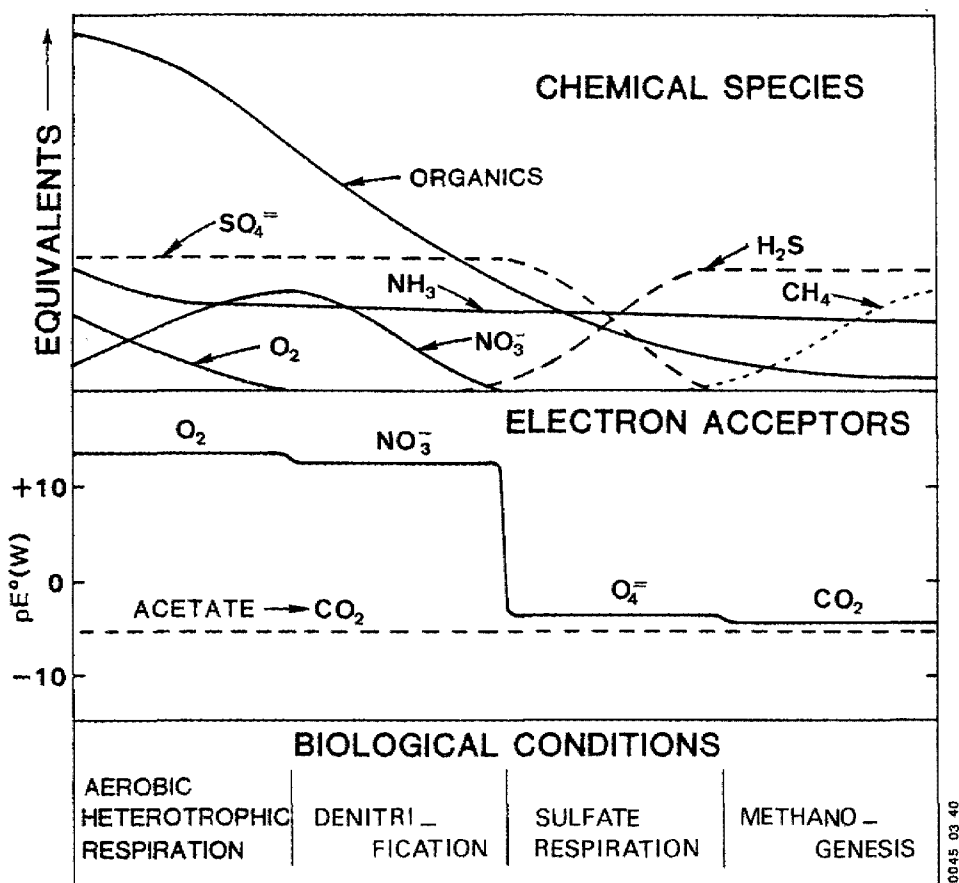
waarbij aanvankelijk alleen tetrachloormethaan aanwezig was (anaerobe omstandigheden) (Naar: DeMarco).

Micro-organismen hebben onder andere energie, reducerend vermogen (electronenacceptor) en bouwstoffen nodig om te kunnen leven. Een belangrijke groep micro-organismen, de heterotrofe micro-organismen, verkrijgen hun energie door oxydatie van organische verbindingen, bijvoorbeeld ethanol of benzeen.

Deze oxydatie van organische stof gaat samen met reductie van andere stoffen.

Het reducerend vermogen kan op verschillende manieren verkregen worden afhankelijk van de milieu-omstandigheden. Zo kunnen moleculaire zuurstof (O_2) nitraat (NO_3^-), organische verbindingen, sulfaat (SO_4^-) en kooldioxide (CO_2) als elektronenacceptors functioneren waarbij respectievelijk water (H_2O), moleculaire stikstof (N_2), andere meer gereduceerde organische verbindingen, waterstofsulfide (H_2S) en methaan (CH_4) gevormd worden.

Er is dan achtereenvolgens sprake van aerobe ademhaling, denitrificatie, vergisting, sulfaatreductie en methaanvorming (zie ook figuur 8).



Figuur 8 Weergave van enkele biologische processen om reducerend vermogen te leveren als functie van de redoxpotentiaal (Bouwer, 1983).

Naast energie en reducerend vermogen hebben micro-organismen ook een C-, N-, P-bron etc. nodig als bouwsteen voor celmaterialen.

Wordt bijvoorbeeld alleen glucose aangeboden, dan kan een deel van de glucose gebruikt worden als energiebron en een ander deel kan gebruikt worden als C-bron.

2.5.2 De biodegradatie van de bekeken stoffen

De resultaten van de literatuurstudie staan in bijlage IV vermeld. Een verkort overzicht staat weergegeven in tabel 5.

Een aantal factoren die van belang zijn voor de biodegradatie worden nu besproken.

De concentratie

Uit de resultaten blijkt dat er een onderscheid gemaakt moet worden tussen hoge en lage concentraties. Bij hoge concentraties (groter dan 10 mg/l) blijken veel stoffen voor een groot deel omgezet te kunnen worden. Een veel toegepast methode om de bio-afbreekbaarheid te bepalen is de BOD-bepaling. De BOD (biological oxygen demand) wordt gedefinieerd als de door micro-organismen geconsumeerde hoeveelheid zuurstof bij de mineralisatie van organische stof onder aerobe-omstandigheden. Bij de meeste uitgevoerde BOD-bepalingen is men uitgegaan van hoge aanvangsconcentraties (10 mg/l of hoger) en worden concentratie-afnamen gevonden die variëren van 50 - 100 %. Anders is de situatie bij lage concentraties (lager dan 200 µg/l). Wordt onder bepaalde omstandigheden een BOD-afname van bijvoorbeeld 80 % gevonden bij een aanvangsconcentratie van 10 mg/l, dan kan het gebeuren dat bij een aanvangsconcentratie van 100 µg/l geen omzetting gemeten wordt.

Er is, wil een micro-organisme kunnen groeien, een minimumsubstraatconcentratie vereist (Rittmann and McCarty 1980 a, b). Is er in een situatie alleen één organische verbinding in lage concentratie aanwezig als mogelijk substraat voor micro-organismen dan kan het, gelet op het concentratieniveau, voorkomen dat er geen microbiële groei plaatsvindt.

Er vindt dan geen omzetting plaats van de organische verbinding. Een organische verbinding wordt

Tabel 5: Verkort, globaal overzicht van de literatuurstudie naar de bioafbreekbaarheid van een aantal organische verbindingen. Voor een uitgebreid overzicht zie bijlage IV.

| Naam stof | concentratie | | redoxmilieu | |
|-----------------------|--------------|--------|------------------------------------|--------------------------|
| | | aeroob | NO ₃ ⁻ -red. | CH ₄ -vormend |
| tetrachloormethaan | + 100 µg/l | | 100 %* | 100 %* |
| | + 10 mg/l | 85 % | | |
| trichloormethaan | + 100 µg/l | 0 % | 0 %* | 95 %* |
| | + 10 mg/l | 85 % | | |
| dichloormethaan | + 100 µg/l | | | |
| | + 10 mg/l | 95 % | | |
| chloormethaan | | | | |
| tetrachlooretheen | + 100 µg/l | 0 % | | 95 %* |
| | + 10 mg/l | 80 % | | |
| trichlooretheen | + 100 µg/l | 0 % | | 25 %* (?) |
| | + 10 mg/l | 75 % | | |
| 1-1 dichlooretheen | | | | |
| | + 10 mg/l | 100 % | | |
| chlooretheen | | | | |
| 1,1,1-trichloorethaan | + 100 µg/l | | 0 %* | 100 %* |
| | + 10 mg/l | 50 % | | |
| 1,2-dichloorethaan | + 100 µg/l | | | 65 %* |
| | + 10 mg/l | 50 % | | |
| 2-butanon | + 100 µg/l | | | |
| | + 10 mg/l | 75 % | | |
| pentaan | | | | |
| oktaan | | | | |
| benzeen | | | | |
| | + 10 mg/l | 50 % | | |
| fenol | + 100 µg/l | 100 % | | 20 % (?) |
| | + 10 mg/l | 95 % | | 100 % |
| nitrobenzeen | + 100 µg/l | 30 % | | |
| | + 10 mg/l | 100 % | | |

| Naam stof | concentratie | | redoxmilieu | |
|---------------------|--------------|-------|------------------------------------|--------------------------|
| | | aerob | NO ₃ ⁻ -red. | CH ₄ -vormend |
| chlorbenzeen | + 100 µg/l | | | 0 %* |
| | + 10 mg/l | 80 % | | |
| 1,4-dichlorbenzeen | + 100 µg/l | 50 % | | |
| | + 10 mg/l | | | |
| tolueen | + 100 µg/l | 20 % | | |
| | + 10 mg/l | 70 % | | |
| ethylbenzeen | + 100 µg/l | 94 % | | |
| propylbenzeen | | | | |
| m-xyleen | + 10 mg/l | 80 % | | |
| m-di-ethylbenzeen | | | | |
| p-chloortolueen | | | | |
| 2-4 dichloortolueen | | | | |
| bifenyyl | + 10 µg/l | | | |
| bifenyylether | | | | |
| naftaleen | | | | |

*= substraat toegevoegd

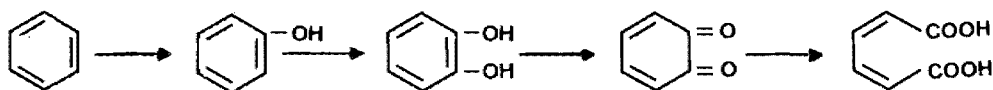
wel omgezet bij zeer lage concentraties wanneer er een ander (primair) substraat aanwezig is, waarvan de concentratie groter is dan de minimum substraatconcentratie. De organische verbinding is dan een secundair substraat en wordt dan zijdelings door de aanwezige enzymen omgezet. Zijdelings wil zeggen dat de organische verbinding geen functie heeft als groei-substraat. Er is dan sprake van co-metabolisme (Wood, 1982; Bouwer, 1982). Het (b)lijkt voor micro-organismen gemakkelijker te zijn om hoge concentraties aan organische verbindingen om te zetten tot het niveau van lage concentraties dan lage concentraties aan organische verbindingen om te zetten tot zeer lage concentraties aan organische verbindingen. In de praktijk zal men beide situaties tegenkomen.

De redoxpotentiaal

Het blijkt ook dat de redoxpotentiaal van zeer groot belang is voor de omzettingsreacties, veel belangrijker dan bijvoorbeeld de zuurgraad.

Bekijken we de gechloreerde alifatische verbindingen. Onder aerobe omstandigheden worden bij hoge concentraties hoge omzettingspercentages gemeten; bij lage concentraties worden onder aerobe omstandigheden lage of geen omzettingspercentages gemeten. Bij lage concentraties worden alleen nog omzettingen geconstateerd onder methanogene omstandigheden. Alleen tetrachloormethaan (tetra) is een uitzondering hierop; tetra wordt ook onder denitrificerende omstandigheden omgezet tot trichloormethaan (chloroform).

De aromatische ringverbindingen lijken bij voorkeur onder aerobe omstandigheden te worden omgezet. Onder methanogene omstandigheden wordt geen afbraak gemeten. Het openbreken van een aromatische ring kan als volgt gaan:

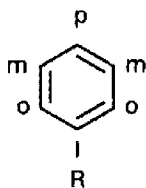


Figuur 9 Het openbreken van een benzeenring zoals het kan gebeuren onder invloed van micro-organismen

Gechloreerde en niet gechloreerde aromatische verbindingen worden onder aerobe omstandigheden opengebroken, maar niet onder denitrificerende en methanogene omstandigheden. Verondersteld wordt dat voor het openbreken van een ringverbinding vrije zuurstof nodig is. Er zijn echter een aantal verbindingen bekend die ook onder anaerobe omstandigheden afgebroken kunnen worden, zoals benzoëzuur (C_6H_5COOH), ftaalzuur ($C_6H_4(COOH)_2$) en fenol (C_6H_5OH) (Healy, 1978; Bouwer, 1983b)

De structuur van de verbinding

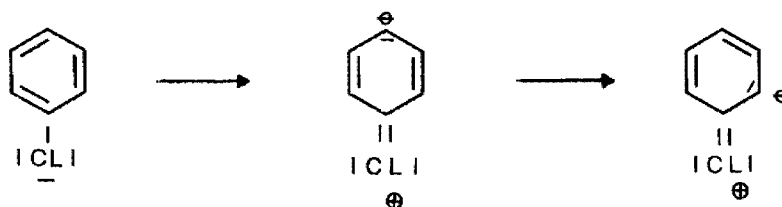
Wanneer aan een benzeenring meerdere groepen aanwezig zijn, dan heeft de plaats waar de groepen aan de ring zitten, ortho, meta of paraplaats, consequenties voor de persistentie van de verbinding.



R = substituent
O = orthoplaats
M = metaplaats
P = paraplaats

Figuur 10 Ortho-, meta- en paraplaats ten opzichte van substituent R in een benzeenring.

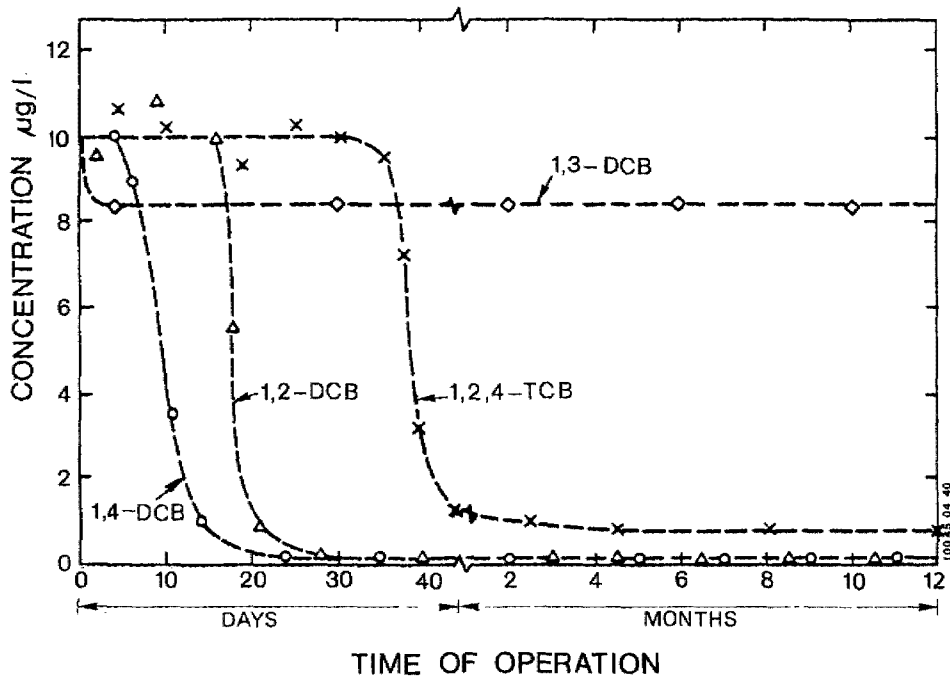
Is R bijvoorbeeld chloor, dan betekent dit, dat de metaplaats relatief positief geladen is ten opzichte van de ortho- en paraplaats. Dit kan duidelijk gemaakt worden aan de hand van enkele elektronenconfiguraties van benzeenchloride. De electronen in een aromatische verbinding bewegen altijd. In de volgende figuur staan enkele extreme elektronenposities weergegeven. Uit deze figuren blijkt dat de metaplaats relatief positief geladen is ten opzichte van de ortho- en paraplaats. Een electronegatieve groep zal daarom op de metaplaats vaster, steviger zitten dan op de ortho- en paraplaats.



Figuur 11 Enkele elektronenconfiguraties van chloorbenzeen

Alexander und Lustigman (1966) hebben het verschijnsel, dat substituënten op metaplaatsen vaak stevige (persistente) verbindingen vormen, al vermeld.

Dit verschijnsel wordt ook goed weergegeven door metingen van Bouwer. Bouwer heeft kolomproeven uitgevoerd met een continue influentstroom.



Figuur 12 Afbraak dichloorbenzeen (DCB) en tri-chloorbenzeen (TCB) in een kolomexperiment (Bouwer, 1982)

Eerst is nagegaan of, voor deze concrete situatie, andere niet-biologische processen als adsorptie, chemische reacties of vervluchtiging, een concentratie-afname tot gevolg zouden kunnen hebben. Dit bleek niet het geval te zijn.

Daarna zijn 3 verschillende dichloorbenzeenverbindingen en een trichloorbenzeenverbinding over de

kolommen geleid. In de kolommen heerste een aeroob milieu. De concentraties van het influent zijn constant en de concentraties van het effluent staan in figuur 12 weergegeven.

De ortho- en de paraverbindingen blijken, ook microbiologisch, instabieler te zijn dan de metaverbindingen.

2.5.3 Kan biodegradatie nu ook in de bodem plaatsvinden?

Uit voorgaande blijkt dat er voor alle onderzochte stoffen wel een milieu bestaat waarin die stof afgebroken wordt.

Het is zelfs mogelijk om veel persistentere verbindingen als DDT af te breken door de milieu-omstandigheden te laten variëren.

Echter, wat kan er gebeuren in het bodemmilieu?

Veel onderzoek is uitgevoerd in een rijk milieu, bijvoorbeeld in aanwezigheid van een ander, primair substraat. In de bodem echter, komt zo'n rijk milieu niet altijd voor.

Zo blijken ook toevoegingen van fosfaat en stikstof een positief effect te hebben op de afbraak van olieprodukten in de grond (Van Gestel, 1981).

In de bodem is het milieu relatief arm waardoor de microbiële activiteit meestal suboptimaal is wat de interpretatie van veel proeven naar de bodem toe bemoeilijkt.

Verder is het milieu in de bodem niet altijd optimaal (bijvoorbeeld pH en redoxpotentiaal) voor de biodegradatie van de betreffende stoffen.

Daarbij komt nog dat er moeilijk sprake is van "het milieu" in een bepaalde bodem omdat het milieu op microschaal sterk kan variëren. Zo kan er tussen grondagregaten aerobie heersen, terwijl in de agregaten anaërobie heerst.

Dit heterogene karakter maakt het beschrijven van het milieu en daarmee het voorstellen van de biodegradatie moeilijk.

Ook moet gerealiseerd worden dat een groot deel van de in de grond aanwezige stof door adsorptie onbereikbaar is voor micro-organismen. Het verband tussen sorptie en concentratie in de bodem oplossing wordt weergegeven door de adsorptie-isotherm. In paragraaf 2.4 zijn op basis van K_{ow} - getallen schattingen gemaakt van de verdeling voor een paar gronden. Er is altijd evenwicht tussen geadsorbeerde en opgeloste hoeveelheid stof, hoezeer het evenwicht ook naar één kant ligt. De bacteriële afbraak vindt echter alleen in de bodemoplossing plaats en is zoals uit het voorgaande bleek concentratie-afhankelijk.

Doordat maar een deel van de in de bodem aanwezige hoeveelheid organische verbindingen in oplossing is en het feit dat de bio-degradatie bij lage concentraties niet of relatief langzaam verloopt kan de afbraak van organische verbindingen in de bodem een traag proces zijn.

3 REPRESENTATIEVE BODEMKUNDIGE OMSTANDIGHEDEN MET
BETREKKING TOT DRINKWATERLEIDINGEN

3.1 Inleiding

Om in staat te kunnen zijn in algemene zin over de mate waarin een verontreiniging kan permeëren te kunnen oordelen is informatie nodig over de ligging van de leidingen. In deze paragraaf wordt hierover iets gezegd in het algemeen; in 3.2 worden de kunststofleidingen nader bekeken omdat verwacht wordt dat zij het meest "permeatie-gevoelig" zijn.

Gelet op de functie kan men drinkwater als volgt indelen:

- Transportleidingen (ϕ 500 mm) dienen voor het vervoer van drinkwater naar de zwaartepunten van het verbruik (reinwaterreservoirs) en zijn bij voorkeur dubbel uitgevoerd. Afnemers worden hierop niet aangesloten.
- Hoofdleidingen (ϕ 100 - 500 mm) dienen voor het vervoer van drinkwater naar de onmiddellijke nabijheid van de afnemers. Deze leidingen worden vaak dubbel (of eventueel ringvormig) uitgevoerd.
- Dienstleidingen (ϕ 100 mm) zijn de aansluitleidingen, die de hoofdleidingen met de afnemers verbinden.

Bij deze indeling wordt in navolging van de nieuwe VEWIN-aanbevelingen niet meer gesproken van distributieleidingen en zijn het slechts grotere en kleinere hoofdleidingen, die het water naar de onmiddellijke nabijheid van de verbruikers brengen.

De bij de definities vermelde diameters dienen slechts om de orde van grootte aan te geven en moeten niet te absoluut gezien worden.

Het is moeilijk om aan te geven voor welke situatie welk leidingmateriaal wordt gebruikt. Enerzijds wordt de keuze van het leidingmateriaal bepaald door technische aspecten (onder andere grondmechanische aspecten) maar daarnaast speelt ook het beleid van de betreffende waterleidingmaatschappij een rol ten aanzien van de keuze van de aard van het leidingmateriaal, waarbij onder andere financieel-economische redenen een rol kunnen spelen.

In tabel 6 (zie ook 3.2) staat per provincie weergegeven hoeveel kilometer leiding (diameter groter dan 50 mm) van welk materiaal gebruikt is.

De diepte waarop de leidingen liggen bedraagt in het algemeen 80-150 cm. Men zal echter een dienstleiding minder diep leggen dan een transportleiding; ongeveer 60 - 80 cm respectievelijk 120 - 150 cm diep. De diepte wordt in hoofdzaak bepaald door het feit dat de leidingen vorstvrij moeten liggen, door de grondbelasting die op de leiding ontstaat in verband met buisdeformaties en door eventuele risico's dat de leiding mechanisch beschadigd kan worden bijvoorbeeld door diepploegen.

Daarnaast geldt dat de aanlegkosten groter worden naarmate een leiding dieper gelegd wordt zodat de leiding in principe zo ondiep mogelijk gelegd wordt.

De hoogte van de grondwaterspiegel (ten opzichte van de leiding) is niet van betekenis voor de diepte waarop de leiding gelegd wordt.

Bij het aanleggen van een leiding wordt een sleuf gegraven. Afhankelijk van de grondsoort staan de wanden van de sleufwand recht op of onder een talud.

Tabel 6

Lengte van het hoofdleidingnet in km (Ø 50 mm) per bedrijf op 31 december 1981 met

| Totaal Provincie 1981 | Totaal | Waarvan | | | | |
|---|----------|-------------------|----------------|---------|------------------------------|---------------|
| | | Asbest- cement | Giet- ijzer | Staal | Gew. beton met kern | Gew. beton |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Groningen | 3.834,0 | 1.668,0 | 1.160,0 | 119,0 | - | 32,0 |
| Drenthe | 3.254,2 | 1.866,3 | 326,0 | 7,8 | - | - |
| Friesland | 5.216,0 | 2.487,9 | 815,0 | 23,6 | 21,9 | - |
| Overijssel | 9.304,0 | 1.980,5 | 1.437,9 | 0,7 | 3,9 | 28,3 |
| Gelderland | 12.656,1 | 4.982,0 | 2.268,5 | 271,8 | 4,0 | - |
| Utrecht | 4.339,8 | 1.788,2 | 1.570,1 | 42,2 | - | - |
| Noord-Holland | 9.772,6 | 4.484,2 | 3.378,9 | 32,5 | 24,9 | 280,1 |
| Zuid-Holland | 10.928,9 | 2.772,3 | 3.049,7 | 415,6 | 18,1 | 141,2 |
| Zeeland | 4.198,5 | 2.517,6 | 422,4 | 232,9 | - | 88,7 |
| Noord-Brabant | 12.490,6 | 6.932,0 | 2.202,3 | 75,5 | 11,1 | 36,7 |
| Limburg | 6.442,0 | 3.429,3 | 947,7 | 1.595,0 | 2,2 | - |
| Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders | 1.193,9 | 561,0 | 0,2 | 3,0 | - | - |
| Totaal Nederland 1981 | 83.630,6 | 35.469,3 | 17.524,7 | 2.819,6 | 86,1 | 607,0 |
| Totaal Nederland 1978 | 79.606,8 | 34.642,3 | 18.311,3 | 2.867,0 | 417,5 | 278,2 |
| Verschiil 1978-1981 | +4.023,8 | +827,0 | -786,6 | -47,4 | -2,6 | |

N.B. De vermeld totalen per provincie zijn de gesommeerd cijfers van de bedrijven gevestigd in die provincie; de grenzen van de voorzieningsgebieden van de bedrijven lopen evenwel niet altijd gelijk met de provinciegrenzen.

wat betreft PVC en PE aanvullende gegevens van 1978 (Waterleidingstatistiek, '81)

| Kunststof PVC | 1978 | 1981 | PE | 1978 | 1981 | Lengte | Soort |
|------------------|----------|----------|-------|-------|--------|--------|-------|
| | | | | | | | |
| | 782, | 909,0 | - | - | - | - | - |
| | 894,0 | 1.052,5 | 1 | 1,6 | - | - | - |
| | 1.445,9 | 1.857,0 | 8,0 | 10,6 | - | - | - |
| | 5.271,5 | 5.826,8 | 21,7 | 24,9 | 1,0 | - | - |
| | 4.583,3 | 5.124,8 | 4 | 4,0 | 1,0 | - | - |
| | 730,8 | 937,7 | - | 1,6 | - | - | - |
| | 1.273,9 | 1.378,4 | 24,3 | 192,4 | 1,2 | - | - |
| | 3.665,2 | 4.380,1 | 98,1 | 124,1 | 27,8 | - | - |
| | 817,7 | 930,8 | 8,5 | 6,1 | - | - | - |
| | 2.434,3 | 3.204,2 | 19,6 | 14,5 | 14,3 | - | - |
| | 369,3 | 362,6 | - | - | 5,2 | - | - |
| | 360,4 | 607,5 | 14,0 | 22,2 | - | - | - |
| | 22.537,4 | 26.671,4 | 199,2 | 402,0 | 50,5 | - | - |
| | - | 22.537,4 | - | 199,2 | 353,9 | - | - |
| | | 4.135,0 | | 202,8 | -303,4 | - | - |

Als vuistregel wordt aangenomen dat de sleuf ter hoogte van de leiding zo breed is dat er aan weerskanten van de leiding om praktische redenen 15 tot 30 cm ruimte is (figuur 13).

Na het aanleggen van de leiding heeft de grond altijd andere eigenschappen dan voor het aanleggen van de leiding: de grond is "geroerd".

Wordt de sleuf opgevuld met het oorspronkelijk materiaal dan krijgt de grond pas na een flink aantal jaren bij benadering weer dezelfde eigenschappen als de eromheen liggende grond. Het gebeurt echter ook vaak dat het oorspronkelijk materiaal onder de buis vervangen wordt door ander materiaal zoals bijvoorbeeld flugzand: grondverbetering.

Grondverbeteringen kunnen tot doel hebben om de zettingen te verminderen of de oplegging van de buis zodanig gunstig te maken dat de buis minder zwaar geconstrueerd behoeft te zijn, bijvoorbeeld wanneer er in de oorspronkelijke grond scherpe stenen en dergelijke voorkomen. Hierdoor gaat de samenstelling van de grond rondom de buis sterk verschillen van de oorspronkelijke grond. Meestal is de permeabiliteit van het zandbed waarin de leiding ligt groter dan de permeabiliteit van de omliggende grond. De permeabiliteit van de sleuf wordt ook groter omdat volledige verdichting nooit helemaal lukt; er blijven holle ruimten over. Is dat het geval, dan kan dé vraag van het bodemgedeelte van het permeatieonderzoek, aan welke concentraties kunnen leidingen bloot gesteld worden, omgezet worden in de vraag welke concentraties de zandbedden kunnen bereiken.

Het komt wel eens voor dat er maatregelen genomen worden om aantasting van leidingen tegen te gaan. Zo worden nodulair gietijzeren leidingen wel eens verpakt in folie om zuurstoftoetreding tegen te

gaan zodat minder aantasting zal plaatsvinden, wat zonder de folie wel het geval zou zijn.

Een situatie waarbij een beschermende maatregel betrekking heeft op permeatie is de situatie bij benzinepomstations waar in principe geen kunststofleidingen worden toegepast. Dit wordt nu ook voor mestvaalten en stortplaatsen aanbevolen. Indien mogelijk worden de leidingen echter om dit soort objecten heengelegd.

3.2 Representatieve bodemkundige omstandigheden met betrekking tot de kunststofleidingen

Kunststofleidingen worden veel gebruikt. In 1981 was iets minder dan 30 % van de totale leidinglengte in Nederland van kunststof (Tabel 6). Praktisch alle kunststofleiding is PVC-leiding (98 %). Daarnaast wordt nog PE-leiding gebruikt. In 1981 lag er in Nederland 400 km PE-leiding (0,5 % van de totale leidinglengte in Nederland). Dit is het dubbel aantal kilometers in vergelijking met 1978.

Gerealiseerd moet worden dat in tabel 6 alleen leidingen staan met een diameter groter dan 50 mm. Een gedeelte van de dienstleidingen valt dus buiten tabel 6 terwijl juist voor dienstleidingen veel PE gebruikt wordt.

PVC wordt vaak gekozen als leidingmateriaal vanwege de lage prijs. PVC wordt in allerlei gronden gebruikt. PE wordt vanwege zijn flexibiliteit vaak gebruikt in situaties waarin zettingen kunnen optreden. Bijvoorbeeld zinkers. Door deze flexibiliteit wordt PE om praktische redenen veel gebruikt als dienstleiding.

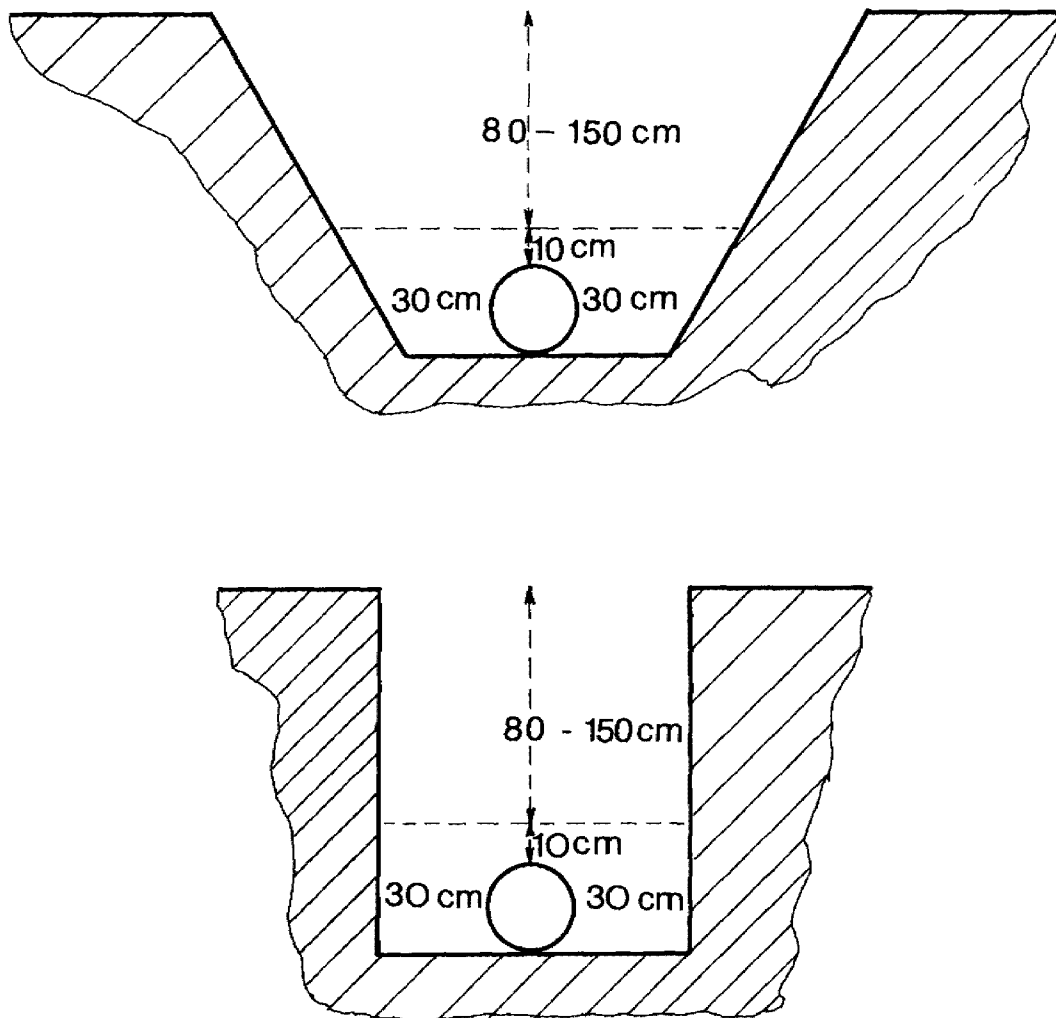
PVC en PE zijn beide lichte materialen en corrosievrij.

Bij het leggen van PVC-buizen kunnen ten aanzien van buisdeformaties globaal twee soorten situaties onderscheiden worden. De eerste situatie is die waarbij PVC-buizen gelegd zijn in zand en vaste klei. Voor het aanleggen wordt de sleuf tot 10 cm boven de kruin van de buis aangevuld en aange-stampt.

De tweede situatie is die waarbij PVC-buizen gelegd worden in veen en slappe klei. Hier komen de lei-dingen dus in contact met de oorspronkelijk aanwe-zige (geroerde) grond, die niet verdicht is.

Samenvattend kan gesteld worden dat:

- Uit laboratorium-experimenten blijkt dat PE-lei-dingen voor alle concentraties niet polaire stof-fen permeatie gevoelig zijn, terwijl dit voor PVC-leidingen te verwachten is bij concentraties, die ongeveer 1/10 of meer van de verzadigingscon-centratie bedragen (Mededeling 85).
- 30 % van de totale leidinglengte in Nederland (diameter groter dan 50 mm) kunststofleidingen zijn, waarvan 98 % PVC-leiding;
- het aantal km PE-leiding met een diameter groter dan 50 mm in de periode 1978-1981 verdubbeld is tot ruim 400 km;
- voor dienstleidingen vooral PE-leidingen gebruikt wordt;
- juist in dienstleidingen treedt vaak waterstil-stand op, wat in geval van permeatie concentra-tieverhogend werkt;
- men in de praktijk in verband met permeatie uit voorzorg geen kunststofleidingen legt onder mest-vaalten, stortplaatsen en benzinstations. Dit is geen regel.



Figuur 13: Schematische weergave van de ligging van drinkwaterleiding in een sleuf waarvan de wanden onder een talud liggen (a) of rechtop staan (b).

De stippellijn geeft weer tot hoever de sleuf opgevuld wordt met ander dan oorspronkelijk materiaal indien structuurverbetering nodig is.

WAT TE DOEN BIJ BODEMVERONTREINIGING IN DE OMGE-
VING VAN LEIDINGEN

1 Inleiding

In de volgende paragraaf (4.2) staat weergegeven hoe een eerste beoordeling gemaakt kan worden van een praktijksituatie.

Daarnaast staat in 4.3 een mini-draaiboek weergegeven. Hierbij wordt naar voren gebracht op welke factoren men moet letten om een schatting van het gevaar te kunnen maken.

Opgemerkt wordt dat hier alleen de technische kant bekeken is. De juridische en financiële kant zijn buiten beschouwing gelaten.

.2 Beoordeling praktijksituaties

In deze paragraaf wordt uiteengezet hoe een eerste beoordeling gemaakt kan worden van een praktijksituatie.

Beschouw voor een eerste beoordeling van de situatie achtereenvolgens vier aspecten ten aanzien van de verontreinigende stof:

1. de oplosbaarheid;
2. de mobiliteit van de stof;
3. de biodegradatie;
4. de vervluchtiging.

Ad. 1

De oplosbaarheid van de organische verbindingen kan sterk verschillen, wat zowel voor de alifatische als voor de aromatische verbindingen geldt (zie tabel 7).

Tabel 7 Oplosbaarheden (mg/l) in water van een aantal organische verontreinigingen

| <u>Alifaten</u> | | <u>Aromaten</u> | |
|--------------------|--------|---------------------|--------|
| dichloormethaan | 20.000 | fenol | 82.000 |
| 1,2-dichloorethaan | 8.690 | benzeen | 1.780 |
| 1,1-dichlooretheen | 400 | chloorbenzeen | 500 |
| octaan | 0.66 | 1,4-dichloorbenzeen | 49 |
| | | bifenyl | 7.5 |

Ad 2.

De mobiliteit (zie 2.4) van een stof wordt bepaald door de adsorptie van de stof. De adsorptie van organische verbindingen vindt voornamelijk plaats aan de organische stof in de bodem. De verdeling van een organische verbinding over de vloeibare fase van de bodem en de organische stof in de bodem kan beschreven worden met de octanol-water-verdelings-coëfficiënt, de K_{OW} .

Karickhoff (1981) leidde voor een praktijksituatie de volgende vergelijking af die de sorptie, uitgedrukt in de K_p -waarde, beschrijft:

$$\log K_p = 0.989 \log K_{OW} + \log f_{OC} - 0.21 \quad (16)$$

met K_p = verdelingscoëfficiënt van de stof over vaste en vloeibare fase (cm^3/g).

K_{OW} = verdelingscoëfficiënt van de stof over octanol en water.

f_{OC} = fractie organische stof in de bodem.

Is de adsorptie bekend, uitgedrukt in K_p , dan is de mobiliteit van de stof ten opzichte van water te berekenen met de volgende vergelijking:

$$\frac{V_{\text{stof}}}{V_{\text{water}}} = \left(1 + \frac{D(1-E)}{E} * K_p\right)^{-1} = \frac{1}{1 + R_D}$$

met D = dichtheid van de vaste fase.

E = porositeit.

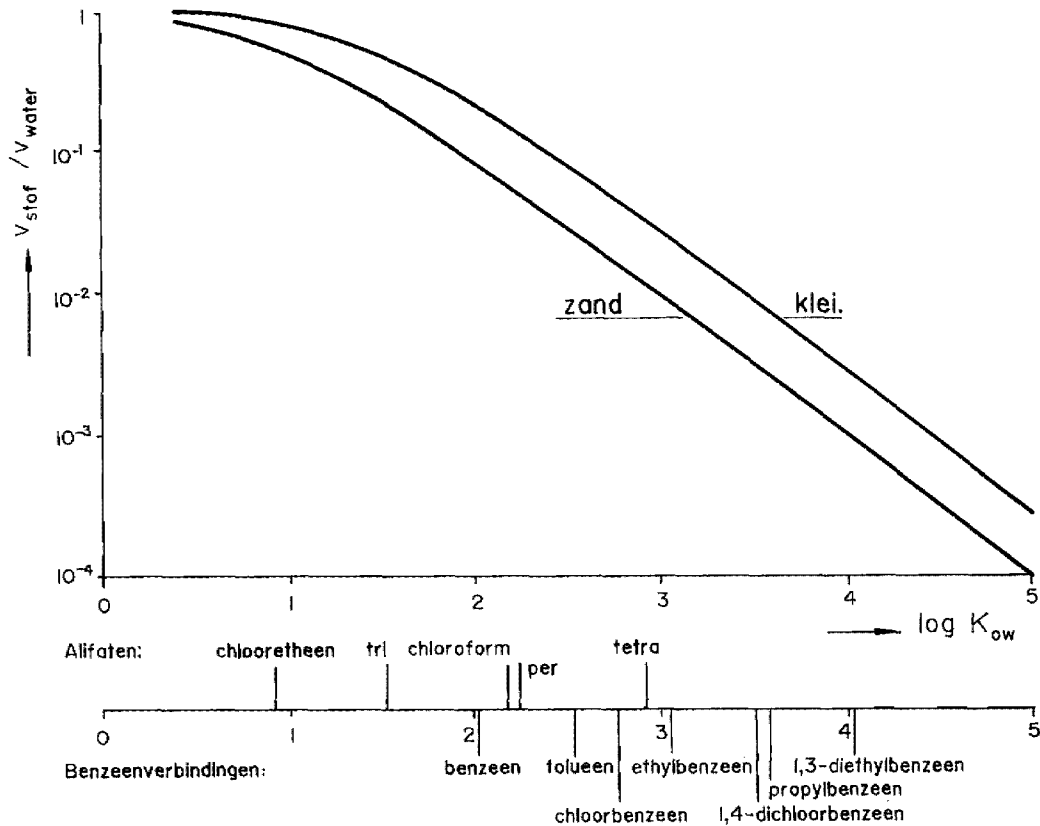
V_{stof} = snelheid van de stof in de bodem.

V_{water} = snelheid van het water in de bodem.

R_D = retardatiefactor.

In figuur 14 staat de relatieve snelheid van een stof in de bodem weergegeven als functie van de K_{ow} .

De snelheid waarmee een stof zich in de bodem verplaatst.
t.o.v. de snelheid waarmee water zich in de bodem verplaatst.*



Figuur 14 De relatieve snelheid waarmee een stof zich door de bodem verplaatst als functie van de K_{ow} ($f_{OC} = 3 \%$)

Zand: $D = 2600 \text{ kg/m}^3$, $E = 0.3 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Klei: $D = 2600 \text{ kg/m}^3$, $E = 0.5 \text{ m}^3/\text{m}^3$

* Dit geldt uitsluitend voor stoffen die in water zijn opgelost beneden de verzadigingsconcentratie. Vloeistoffen met een dichtheid groter dan 1 (zoals trichlooretheen en tetrachlooretheen) kunnen zich zeer snel door de bodem verplaatsen.

Ad 3

Ten aanzien van de biodegradatie is bekend (zie 2.5) dat de redoxpotentiaal (een maat voor de aerobie) en de concentratie van de bekeken stof van groot belang zijn voor het omzettingspercentage. Het redoxmilieu in de onverzadigde zône is meestal aerob; de verzadigde zône kan anaerob worden. Zodra de omstandigheden anaerob worden treedt denitrificatie op. Wordt het milieu sterker anaerob dan ontstaat eerst een sulfaat reducerend milieu en vervolgens een methaanvormend milieu (zie figuur 8).

Verder zijn in mindere mate ook de temperatuur en de pH belangrijk voor de biodegradatie.

In tabel 8 staan voor zover mogelijk de geschatte halfwaarde-tijden voor de biodegradatie weergegeven; deze waarden zijn uit de literatuurstudie (Zie bijlage IV) afgeleid.

Uit deze tabel blijkt dat lage concentraties van gechloreerde alkanen, c.q. alkenen, zoals bijvoorbeeld trichloormethaan (chloroform), tetrachlooretheen (per) en trichlooretheen (tri), nauwelijks afgebroken worden. Onder methaanvormende omstandigheden vindt, bij hogere temperatuur, wel langzame afbraak plaats van deze verbindingen. De benzeenverbindingen worden in het algemeen onder aerobe omstandigheden afgebroken. Sommigen worden snel afgebroken, bijvoorbeeld chloorbenzeen, en m-xyleen, andere langzaam, bijvoorbeeld ethylbenzeen. Er is ook een aantal benzeenverbindingen bekend die onder anaerobe omstandigheden afbreken, zoals fenol, benzoëzuur en ftaalzuur.

Van veel verbindingen ontbreekt echter nog informatie omtrent de biodegradatie.

Ad 4

De vervluchtiging tenslotte is nog niet of nauwelijks te schatten.

Tabel 8: Geschatte halfwaardetijden voor de biodegradatie; afgeleid uit resultaat van de literatuurstudie.

| Naam stof | Concentratie | aerob | NO ₃ ⁻ -red. | Redoxpotentiaal | CH ₄ -vormend |
|-----------------------|--------------|---------------------|------------------------------------|------------------------|--------------------------|
| tetrachloormethaan | ± 100 µg/l | - | - 21 ₂₅ * | - 120 ₂₂ * | |
| trichloormethaan | ± 10 mg/l | 7 ₂₅ | + 56 ₂₅ * | - 112 ₃₅ * | |
| dichloormethaan | ± 100 µg/l | - 21 ₂₅ | | | |
| chloormethaan | ± 10 mg/l | - 4 ₂₀ | | | |
| tetrachlooretheen | ± 100 µg/l | + 175 ₂₅ | | - 56 ₃₅ * | |
| trichlooretheen | ± 10 mg/l | - 21 ₂₅ | | | |
| 1,1-dichlooretheen | ± 100 µg/l | + 175 ₂₀ | | 120 ₃₅ * | |
| chlooretheen | ± 10 mg/l | - 14 ₂₅ | | | |
| 1,1,1-trichloorethaan | ± 100 µg/l | - 28 ₂₅ | + 56 ₂₅ * | - 54 ₃₅ * | |
| 1,2-dichloorethaan | ± 100 µg/l | 28 ₂₅ | | 175 ₃₅ * | |
| 2-butaan | ± 100 µg/l | 28 ₂₅ | | | |
| peentaan | ± 10 mg/l | + 5 ₂₀ | | | |
| octaan | | | | | |
| benzeen | ± 10 mg/l | 7 ₂₅ | | | |
| fenol | ± 100 µg/l | | | + 40 ₂₃ (?) | |
| nitrobenzeen | ± 10 mg/l | - 5 ₂₀ | | - 56 | |
| | ± 100 µg/l | 45 ₂₀ | | | |
| | ± 10 mg/l | 45 ₂₀ | | | |

| Naam stof | concentratie | aerob | NO ₃ ⁻ -red. | Redoxpotentiaal |
|---------------------|--------------|--------------------|------------------------------------|---|
| chlorbenzeen | ± 100 µg/l | + 45 ₂₀ | | CH ₄ -vormend + 56 ₃₅ * |
| 1,4-dichloorbenzeen | ± 10 mg/l | - 7 ₂₅ | | |
| | ± 100 µg/l | 45 ₂₀ | | |
| tolueen | ± 10 mg/l | | | |
| | ± 100 µg/l | | | |
| ethyibenzeen | ± 10 mg/l | 5 ₂₀ | | |
| | ± 100 µg/l | - 150* | | |
| propyibenzeen | | | | |
| m-xyleen | ± 10 mg/l | - 3 ₂₀ | | |
| m-di-ethyibenzeen | | | | |
| p-chloortolueen | | | | |
| 2-4 dichloortolueen | | | | |
| bifenyyl | ± 10 µg/l | | | |
| bifenyylether | | | | |
| naftaleen | | | | |

* = substraat toegevoegd

Opmerkingen: - 21₂₅*: wil zeggen dat binnen 21 dagen meer dan de helft van de oorspronkelijke hoeveelheid omgezet is bij 25 °C.

+ 175₃₅: wil zeggen dat na 175 dagen nog niet de helft van de oorspronkelijke hoeveelheid stof is omgezet bij 35 °C.

De pH wordt bij de meeste proeven neutraal gehouden.

Enkele voorbeelden ter toelichting

In tabel 9a staan voor enkele alifatische en aromatische verbindingen een aantal eigenschappen weergegeven; in tabel 9b staat de bewegingssnelheid van deze stoffen ten opzichte van de snelheid van water weergegeven. Enkele verbindingen worden nader bekeken.

Tabel 9a Enkele eigenschappen van een aantal alifatische en aromatische verbindingen die van belang zijn voor het gedrag in de bodem.

| | $C_{l,sat}$ | $G_{g,sat}$ | $K_{g,1}$ | $\log K_{ow}$ | K_p | | |
|---------------------|-------------|-------------|----------------------|---------------|-----------------|--------|--------|
| | | | | | $f_{oc}=0.2 \%$ | 1 % | 5 % |
| Alifaten: | | | | | | | |
| dichloormethaan | 20000 | 1599 | 0.079 | 1.47 | 0.04 | 0.18 | 0.88 |
| trichlooretheen | 1100 | 410 | 0.37 | 1.53 | 0.04 | 0.20 | 1.00 |
| tetrachlooretheen | 150 | 124 | 0.83 | 2.28 | 0.22 | 1.11 | 5.54 |
| octaan | 0.66 | 62 | 94 | 4.52 | 36.42 | 182.09 | 910.44 |
| Aromaten: | | | | | | | |
| fenol | 82000 | 1.03 | $1.25 \cdot 10^{-5}$ | 1.53 | 0.04 | 0.20 | 1.00 |
| benzeen | 1780 | 326 | 0.19 | 2.02 | 0.12 | 0.61 | 3.07 |
| chloorbenzeen | 500 | 55.7 | 0.11 | 2.76 | 0.66 | 3.31 | 16.54 |
| 1,4-dichloorbenzeen | 49 | 4.8 | 0.098 | 3.51 | 3.65 | 18.26 | 91.28 |
| bifenyl | 7.5 | - | - | 3.99 | 10.89 | 54.46 | 272.32 |

$C_{l,sat}$ = verzadigingsconcentratie in water (mg/l)

$C_{g,sat}$ = verzadigingsconcentratie in lucht (mg/l)

$K_{g,1}$ = verdelingscoëfficiënt over gas en water

K_{ow} = verdelingscoëfficiënt over octanol en
ter

K_p = verdelingscoëfficiënt over vaste en vloeibare fase in de grond

f_{oc} = percentage organische stof van de bodem

Tabel 9b Snelheid waarmee een stof zich in de bodem beweegt ten opzichte van de snelheid waarmee water zich beweegt voor situaties met verschillende organische stofgehalten en verschillende porositeiten.

| | foc(%) E(%) | $V_{\text{stof}}/V_{\text{water}}$ | | | | | |
|---------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----|
| | | 0.2 | | 1 | | 5 | |
| | | 30 | 60 | 30 | 60 | 30 | 60 |
| Alifaten | | | | | | | |
| dichloormethaan | 0.80 | 0.94 | 0.48 | 0.76 | 0.16 | 0.40 | |
| trichlooretheen | 0.80 | 0.94 | 0.45 | 0.74 | 0.14 | 0.37 | |
| tetrachlooretheen | 0.43 | 0.72 | 0.13 | 0.34 | 0.03 | 0.09 | |
| octaan | $4.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.02 | $9.0 \cdot 10^{-4}$ | $3.2 \cdot 10^{-3}$ | $1.8 \cdot 10^{-4}$ | $6.3 \cdot 10^{-4}$ | |
| Aromaten: | | | | | | | |
| fenol | 0.80 | 0.94 | 0.45 | 0.74 | 0.14 | 0.37 | |
| benzeen | 0.58 | 0.83 | 0.21 | 0.49 | 0.05 | 0.16 | |
| chloorbenzeen | 0.20 | 0.47 | 0.05 | 0.15 | $2.8 \cdot 10^{-3}$ | $9.9 \cdot 10^{-3}$ | |
| 1,4 dichloorbenzeen | 0.04 | 0.14 | $6.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.02 | $1.8 \cdot 10^{-3}$ | $6.3 \cdot 10^{-3}$ | |
| bifenyyl | 0.02 | 0.05 | $3.0 \cdot 10^{-3}$ | 0.01 | $6.1 \cdot 10^{-4}$ | $2.1 \cdot 10^{-3}$ | |

$V_{\text{stof}}/V_{\text{water}}$ = relatieve snelheid van een stof ten opzichte van water

f_{oc} = fractie organische stof in de bodem

E = porositeit van de bodem.

Bekijken we trichlooretheen:

In tabel 10a staat voor een aantal verschillende gronden weergegeven hoe de verdeling is van trichlooretheen over de vaste, vloeibare en gasvormige fase. Deze verdeling gaat op zolang de verzadigingsconcentraties van trichlooretheen in water en in lucht nog niet bereikt zijn.

Uit tabel 9a blijkt onder andere dat de verzadigingsconcentraties van tri hoog zijn. Uit de verdeling over de fasen (tabel 10a) blijkt dat er verhoudingsgewijs veel tri in de bodemoplossing voorkomt. Hierdoor is tri mobiel.

Tabel 10a Verdeling van trichlooretheen over de vaste, vloeibare en gasvormige fase bij verschillende gas- en water-gevulde poriënvolumina E_g respectievelijk E_w en bij verschillende organisch stof gehalten (oc).

| E_g % | E_w % | oc % | conc. vaste fase mg/kg | conc. waterfase mg/l _w | conc. lucht mg/l _l |
|------------|------------|---------|---------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| 20 | 20 | 1 | 1 | 5.00 | 1.85 |
| 5 | 35 | 1 | 1 | 5.00 | 1.85 |
| 35 | 5 | 1 | 1 | 5.00 | 1.85 |
| 20 | 20 | 0.2 | 1 | 25.00 | 9.25 |
| 20 | 20 | 5 | 1 | 1.00 | 0.37 |

Ook blijkt tri in niet te verwaarlozen concentraties in de bodemlucht voor te kunnen komen. Dit kan van belang zijn voor de permeatie omdat sommige stoffen makkelijker vanuit de gasfase permeëren dan vanuit de vloeibare. Daarnaast brengt een hoge concentratie in de bodemlucht ook de mogelijkheid met zich mee dat de verdamping grote vormen aanneemt.

Ten aanzien van de biodegradatie blijkt uit de literatuur (zie tabel 8 en bijlage IV) dat trichlooretheen in lage concentraties ($\pm 100 \mu\text{g/l}$) onder aerobe omstandigheden niet afgebroken wordt maar wel onder sterk reducerende (methaanvormende) omstandigheden. Hogere concentraties trichlooretheen ($\pm 10 \text{ mg/l}$) worden onder aerobe omstandigheden wel omgezet tot lagere concentraties.

Bekijken we octaan:

In tabel 10b staat weergegeven hoe de verdeling van octaan voor de 3 bodemfasen is. Bij een lage organische stof concentratie komt een niet te

verwaarlozen deel van de octaan in de bodemlucht voor. Octaan heeft echter een lage luchtverzadigingsconcentratie wat tot gevolg heeft dat octaan zich voornamelijk verdeelt over de vaste en vloeibare fase. Gelet op de verdeling over vaste en vloeibare fase kan geconcludeerd worden dat octaan voornamelijk aan de vaste fase voorkomt. Octaan zal daarom heel weinig mobiel zijn in de bodem.

Tabel 10b Verdeling van octaan over de 5 bodemfasen

| E_g % | E_w % | oc % | conc. vf (mg/kg) | conc. water (mg/l _w) | conc. lucht (mg/l _l) |
|------------|------------|---------|---------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 20 | 20 | 1 | 1 | $5.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.061 |
| 5 | 35 | 1 | 1 | $5.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.061 |
| 35 | 5 | 1 | 1 | $5.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.061 |
| 20 | 20 | 0.2 | 1 | $27.5 \cdot 10^{-3}$ | 0.305 |
| 20 | 20 | 5 | 1 | $11 \cdot 10^{-3}$ | 0.012 |

Tabel 10c Verdeling van benzeen over de 3 bodemfasen

| E_g % | E_w % | oc % | conc. vf (mg/kg) | conc. water (mg/l _w) | conc. lucht (mg/l _l) |
|------------|------------|---------|---------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 20 | 20 | 1 | 1 | 1.64 | 0.23 |
| 5 | 35 | 1 | 1 | 1.64 | 0.23 |
| 35 | 5 | 1 | 1 | 1.64 | 0.23 |
| 20 | 20 | 0.2 | 1 | 8.33 | 1.17 |
| 20 | 20 | 5 | 1 | 0.33 | 0.05 |

Benzeen:

Benzeen heeft een hoge lucht- en waterverzadi-

gingsconcentratie. Volgens voorgaande tabel (10c) komt een groot deel van de benzeen in de bodemoplossing terecht. Benzeen is dus mobiel in de waterfase.

Verder komt een niet te verwaarlozen deel van de benzeen in de bodemlucht waardoor leidingen via de bodemlucht in contact kunnen komen met benzeen. Doordat de benzeenconcentratie in de bodemlucht hoog kan zijn is het mogelijk dat er door verdamping veel benzeen uit de bodem verdwijnt.

Bekijken we fenol:

Tabel 10d Verdeling van fenol over de 3 bodemfasen

| E_g % | E_w % | oc % | conc. vf (mg/kg) | conc. water (mg/l _w) | conc. lucht (mg/l _l) |
|------------|------------|---------|---------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 20 | 20 | 1 | 1 | 5.00 | 6.25 10 ⁻⁵ |
| 5 | 35 | 1 | 1 | 5.00 | 6.25 10 ⁻⁵ |
| 35 | 5 | 1 | 1 | 5.00 | 6.25 10 ⁻⁵ |
| 20 | 20 | 0.2 | 1 | 25.00 | 31.25 10 ⁻⁵ |
| 20 | 20 | 5 | 1 | 1.00 | 1.25 10 ⁻⁵ |

In tabel 10d staat weergegeven hoe de verdeling van fenol voor de 3 bodemfasen is. Fenol heeft een zeer hoge oplosbaarheid en een tamelijk lage luchtverzadigingsconcentratie. De meeste fenol zal dus in de bodemoplossing voorkomen. Dit houdt in dat fenol mobiel is. Ten aanzien van de biodegradatie blijkt dat hoge concentraties fenol zowel aeroob als anaeroob afgebroken kunnen worden tot lage concentraties fenol. Onduidelijk is nog of lage concentraties fenol afgebroken kunnen worden.

4.3 Een mini-draaiboek voor verdachte situaties

In deze paragraaf wordt door middel van een mini-draaiboek geprobeerd weer te geven hoe te handelen bij verdachte situaties.

Indien men te maken krijgt met een "verdachte situatie" kan men de handelingen die dan volgen onderscheiden in verschillende fasen.

1^e fase: alarmering

Fase waarin duidelijk wordt dat er een (permeatie-) probleem aanwezig is of aanwezig kan zijn. Hierbij moet nagegaan worden wat de aanleiding is tot de alarmering; is dat een constatering, een meting, een aantasting, een gebeurtenis (ongeluk). Wat is er bekend, wat is er gemeten en wat wordt vermoed.

Indien de situatie er aanleiding toe geeft moeten acute maatregelen genomen worden omdat eerst nader onderzoek laten verrichten om een goed beeld van de situatie te kunnen krijgen, tijd kost. Indien de concentraties in stilstaand leidingwater gemeten worden heeft men al een goede indicatie of de situatie acute maatregelen vereist of niet. Met het nemen van acute maatregelen kan gedacht worden aan het direct zoveel mogelijk verwijderen van de bron (lekkende vaten, kleine hoeveelheden sterk verontreinigende grond etc) of het afpompen van verontreinigd grondwater.

Indien men weet om welke stoffen het gaat kan men snel een eerste beoordeling maken van het gedrag van de betreffende stoffen in de grond (zie 4.2).

2^e fase: onderzoek

Indien bodemverontreiniging optreedt in relatie tot drinkwater dan zal een bodemonderzoek antwoord moeten geven op de volgende vragen:

- 1) Met wat voor stof(fen) heeft men te maken?
Wat zijn de eigenschappen van de stof(fen) ge-
let op:
 - oplosbaarheid
 - sorptie, afhankelijk van de K_{OW} en het organische stofgehalte
 - vluchtigheid
 - biodegradatie.
- 2) Hoe is de geohydrologische situatie op de plaats van de verontreiniging?
 - op de bodem (bijvoorbeeld vuilstort)?
 - in de bodem?
 - drijvend op het grondwater?
 - in het grondwater opgelost?
 - bij het oppervlaktewater?
 - bij waterwingebied?
 - stedelijk of landelijk gebied?
 - diepte grondwatespiegel?
 - type grond
 - klei?
 - veen?
 - zand?
 - ondoorlatende kleilaag aanwezig, op welke diepte?
 - hoe liggen de leidingen, sleufopvulling.
- 3) Hoe is de relatie met de waterleidingbuis?
 - hoofd- of distributieleiding
 - AC?
 - beton?
 - kunststof?
 - gietijzer of staal?
 - dienstleiding
 - PVC?
 - PE?
 - staal of koper?

Na de onderzoeksfase moet men een voldoende beeld hebben van de situatie om te kunnen beoordelen of de situatie gevaarlijk is of niet en zo de situa-

tie gevaarlijk is moet men dan in staat zijn om het (reducerend) effect van te nemen maatregelen op het gevaar te kunnen beoordelen.

Indien sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging valt aanpak in het kader van de Interimwet Bodemsanering te overwegen (contact opnemen met Provincie en/of Regionale Inspectie Milieuhygiëne). In tabel 11 staat weergegeven vanaf welke concentratieniveau's een situatie onder deze wet kan vallen en wanneer er dan nader- of saneringsonderzoek uitgevoerd dient te worden. Deze tabel vormt slechts een onderdeel van het toetsingskader (zie Leidraad Bodemsanering).

Is deze evaluatie uitgevoerd dan kunnen er in afwachting van een eventuele sanering tijdelijke maatregelen genomen worden.

3de fase: sanering

Fase waarin men maatregelen neemt; deze fase wordt niet bereikt als uit de onderzoeksfase blijkt dat de situatie ongevaarlijk is.

Mogelijke saneringsmaatregelen kunnen zijn: het vervangen van de drinkwaterleidingen, het slaan van schermputten, het aanbrengen van folies en dergelijke bij de bodemverontreinigingsbron, gecombineerd met afpompen om verspreiding van verontreinigd grondwater tegen te gaan of het verwijderen van de bodemverontreinigingsbron.

Tabel 11

Toetsingstabel, die gehanteerd wordt in de Interenwet Bodemsanering, voor de beoordeling van de concentratieniveau's van diverse verontreinigingen in de bodem*

| Voorkomen in: Component/niveau | Grond (mg/kg droge stof) | | | Grondwater (µg/l water) | | |
|-----------------------------------|--------------------------|------|------|-------------------------|-----|-----|
| | A** | B | C | A** | B | C |
| benzeen | 0,01 | 0,5 | 5 | 0,2 | 1 | 5 |
| ethylbenzeen | 0,05 | 5 | 50 | 0,5 | 20 | 60 |
| tolueen | 0,05 | 3 | 30 | 0,5 | 15 | 50 |
| xylenen | 0,05 | 5 | 50 | 0,5 | 20 | 60 |
| fenolen | 0,02 | 1 | 10 | 0,5 | 15 | 50 |
| aromaten(totaal) | 0,1 | 7 | 70 | 1 | 30 | 100 |
| naftaleen | 0,1 | 5 | 50 | 0,2 | 7 | 30 |
| alifatische chloor- (individueel) | 0,1 | 5 | 50 | 1 | 10 | 50 |
| alifatische chloor- (totaal) | 0,1 | 7 | 70 | 1 | 15 | 70 |
| chloorbenzenen (individueel) | 0,05 | 1 | 10 | 0,02 | 0,5 | 2 |
| chloorbenzenen (totaal) | 0,05 | 2 | 20 | 0,02 | 1 | 5 |
| EOCl (totaal) | 0,1 | 8 | 80 | 1 | 15 | 70 |
| benzine | 20 | 100 | 800 | 10 | 40 | 150 |
| minerale olie | 100 | 1000 | 5000 | 20 | 200 | 600 |

* De concentraties dienen te worden beschouwd in samenhang met het gebruik van de bodem en de lokale verontreinigingssituatie

** A: referentie-waarde

B: nivo B is toetsingswaarde waarboven nader onderzoek gewenst is

C: nivo C is toetsingswaarde waarboven sanerings-onderzoek noodzakelijk is.

AANBEVELINGEN VOOR NADER ONDERZOEK

De vraag, waar het in dit deelonderzoek om gaat, is de vraag aan welke concentraties organische verontreinigingen drinkwaterleidingen in de bodem blootgesteld kunnen worden.

Een zo goed mogelijk antwoord op deze vraag is (beslist) nodig om adviezen of normen voor de toekomst op te stellen.

Uit dit (literatuur-)onderzoek zijn voor de bekeken stoffen globale indicaties naar voren gekomen ten aanzien van:

- de eigenschappen;
- de sorptie;
- de vluchtigheid;
- de biodegradatie.

Er wordt veel onderzoek gedaan naar deze stoffen. In het buitenland zijn er onderzoeken bezig in de VS, Zwitserland en Duitsland. In Nederland is op het ogenblik een groot onderzoek bezig bij het voormalige RID, nu RIVM. Verder hebben de GWA samen met de Landbouwhogeschool in Wageningen ook plannen om deze stoffen te gaan onderzoeken. Deze onderzoeken hebben een fundamenteel karakter. Zo worden de afbraakmogelijkheden onderzocht, de afbraakomstandigheden, de afbraakmechanismen, het sorptie-gedrag, de vervluchtiging etc.

Voor het KIWA is de praktijksituatie belangrijk. Daarom is het voor het KIWA interessant om de bestaande kennis te toetsen aan praktijksituaties. Daaruit moet duidelijk worden of de bestaande kennis voldoende is om praktijksituaties te kunnen beoordelen op permeatie-gevaar.

Daarnaast dienen bovengenoemde onderzoeken verder gevolgd te worden.

Dan kan het draaiboek voor permeatie-verdachte situaties beter onderbouwd worden en eventueel aangepast worden.

LITERATUURLIJST

- 1 Alexander, M. and Lustigman, B.K. 1966.
Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes.
In: J. Agricult. Food Chem., 14:4;410-413
- 2 Althoff, W.F. Clearly, R.W. & Roux, P.H. 1981.
Aquifer decontamination for volatile organics: a case study.
In: Water Res., 19(1981);495-504
- 3 Baker, M.D. and Mayfield, C.I. 1980.
Microbiol and non-biological decomposition of chlorophenols and phenol in soil.
In: Water, Air and Soil Pollution, 13(1980);411-424
- 4 Ballschmiter, K. und Scholz, Ch. 1980.
Microbial degradation of chlorinated aromatic chemicals. 6. Formation of dichloro phenols and dichloro-benz-catechins from di chloro benzene in micro molar solution bij Pseudomonas-SPP.
In: Chemosphere 9(1980);457-468
- 5 Boethling, R.S., Alexander, M. 1979.
Effect of concentration of organic chemicals on their biodegradation by natural microbiël communities.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1979; 1211-1216
- 6 Bolt; G.H. and Bruggenwert, M.G.M. 1978.
Soil Chemistry A: Basic elements
Editor: Elsevier Scientific Publishing Company
Amsterdam-Oxford-New York.
- 7 Bolt, G.H. 1979.
Soil Chemistry B: Physico-chemical models
Editor: Elsevier Scientific Publishing Company

Amsterdam-Oxford-New York.

- 8 Bouwer, E.J., Rittmann, B.E. and McCarty, P.L.
1981 a.
Anaerobic degradation of halogenated 1- and
2-carbon organic compounds.
In: Environm. Sci. Techn., 15:5;596-599

- 9 Bouwer, E.J. McCarty, P.L. Lance, J.C. 1981 b.
Trace organic behaviour in soil columns during
rapid infiltration of secondary wastewater.
In: Water Res. 15(1981):151-159.

- 10 Bouwer, E.J. 1982.
Transformation of trace halogenated organic
compounds in biofilms.
Dissertation, Stanford University.

- 11 Bouwer, E.J. and McCarty, P.L. 1983 a.
Transformation of 1- and 2-carbon halogenated
aliphatic organic compounds under methanogenic
conditions.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1983;1286-1294.

- 12 Bouwer, E.J. and McCarty, P.L. 1983 b.
Transformation of halogenated organic compounds
under denitrification conditions.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1983;1295-1299.

- 13 Boyd, S.A., Shelton, D.R., Duane Berry and Tiedje,
J.M. 1983.
Anaerobic biodegradation of phenolic compounds in
digested sludge.
In: Appl. Environ. Microbiol. 1983;50-54.

- 14 Brunner, W., Staub, D., Leisinger, Th. 1980.
Bacterial degradation of dichloromethane.
In: Appl. Environ. Microbiol 1980;950-958.

- 15 Correia, Y., Martens, G.J., Mensch, F.H. van, and en Whim, B.P. 1977.
The occurrence of trichloroethylene, tetrachloroethylene and 1,1,1 tri-chloroethane in western Europe in air and water.
In: Atmospheric Environment 11(1977);1113-1116.
- 16 Cox, D.P. and Goldsmith, C.D. 1979.
Microbial Conversion of ethylbenzene to 1-phenethanol and acetophenone by *Nocardia tartaricans* ATCC 31190.
In: Appl. Environ. Microbiol 1979;514-520.
- 17 Cox, D.P. and Williams, A.L. 1980.
Biological process for converting naphthalene to cis-1,2 dihydroxy 1,2 dihydronaphthalene.
In: Appl. Environ. Microbiol. 39(1980);320-326.
- 18 Crank, J. 1975.
Mathematics of diffusion.
Clarendon Press Oxford.
- 19 Dam, F.A. van 1979.
Verontreiniging van de waterwinplaats Zuid (WMN) met TCE.
In: H₂O (12) 1979, nr. 7; 136-137.
- 20 Davis, E.M. Murray, H.E., Liehr, J.G. and Powers, E.L. 1981.
Basic Microbial degradation rates and chemical byproducts of selected organic compounds.
In: Water Res., 15(1981);1125-1127.
- 21 Delaune, R.D. et al 1980.
Degradation of hydrocarbons in oxidized and reduced sediments.
In: Marine Pollution Bulletin 11(1980);103-106.

- 22 DeMarco, J.
History of treatment of volatile organic chemicals
in water.
Occurance and removal of volatile organic
contaminants from drinking water. AWWA-rapport.
- 23 Dilling, W. 1979.
Interphase transfer processes. II. Evaporation
Rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes,
propanes and prolylens from dilute aqueous
solutions.
In: Env. Sci. and Techn. 11 (1977); 405-409.
- 24 Duivenbooden, W. van, Glasbergen, P. and Lelyveld,
H. van 1981.
Quality of ground water.
Proceedings of an International Symposium.
Serie: Studies in Environmental Science, vol. 17.
Editor: Elsevier Scientific Publishing Company.
- 25 Ehrlich, G.G., Goerlitz, D.F., Godsy, E.M., Hult,
M.F. 1982.
Degradation of Phenolic contaminants in ground
water by anaerobic bacteria: St. Louis Park,
Minnesota.
In: Ground Water, 20(1982)6;703-710.
- 26 Fast, T., Kliest J. en Seuren S.
Gezondheidsaspecten van bodemverontreiniging met
de vluchtige organische verbindingen trichloor-
ethyleen en perchloorethyleen.
Verslag nr. 1983-156 Vakgroep Gezondheidsleer
Landbouwhogeschool Wageningen.
- 27 Garrels, R.M. and Christ, C.L. 1965.
Solutions, minerals and equilibria.
Ed: Harper & Row, New York, Evanston, London.

- 28 Gestel, C.A.M. van 1981.
Land-farming.
Een methode om met olie-verontreinigde grond te verwerken.
Nota I.C.W. 1259. 42 p.
- 29 Giger, W. Schwarzenbach, R.P., Hoehn, E.,
Schellenbeek, K., Schneider, H.R., Wasmer, H.R.,
Westall, J. Zobrist, J. 1983.
Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser.
In: Gas, Wasser, Abwasser, 9(1983);517-532.
(Zwitserse periodiek).
- 30 Hambrink, G.A., Delaune, R.D., Patrick, W.H. 1980.
Effect of estuarine sediment pH and oxidation-reduction potential on microbial hydrocarbon degradation.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1980;365-369.
- 31 Handbook of Chemistry and Physics.
Chemical Rubber Co.
Cleveland (Ohio), 1974.
- 32 Hansch, C. and Leo, A. 1979.
Substituent Constants for correlation analysis.
In: Chemistry and Biology.
Elsevier, A'dam.
- 33 Healy, J.B. and Young, L.Y. 1978.
Catechol and phenol degradation by a methanogenic population of bacteria.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1978;216-218.
- 34 Healy, J.B. and Young, L.Y. 1979.
Anaerobic biodegradation of eleven aromatic compounds to methane.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1979;84-89.

- 35 Karickhoff, S.W., Brown, D.S., Scott, T.A. 1979.
Sorption of hydrophobic pollutants on natural
sediments.
In: Water Res. 13(1979);241-248.
- 36 Karickhoff, S.W. 1981.
Semi-empirical estimation of sorption of
hydrophobic pollutants on natural sediments and
soils.
In: Chemosphere, 10(1981)8;833-846.
- 37 Leo, A. Hansch, C., Elkins, D. 1971.
Partition-coefficients and their use.
In: Chemical Reviews, 71(1971)6;525-616.
- 38 Marinucci, A.C., Bartha, R. 1979.
Biodegradation of 1,2,3-and 1,2,4 trichlorobenzene
in soil and liquid enrichment culture.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1979;811-817.
- 39 McCarty, P.L., Reinhard, M. Rittmann, B.E. 1981.
Trace organics in groundwater.
In: Environm. Sci. Techn., 1981;40-51.
- 40 McCarty, P.L. and Reinhard, M. 1980.
Trace organics removal by advanced wastewater
treatment.
In: J. Water Pollut. Control Fed., 52;1907-1922.
- 41 McConnell, G. Ferguson, O.M. and Pearson, C.R.
1975.
Chlorinated hydrocarbons and the environment.
In: Endeavour, 34(1975);13-19.
- 42 Millington, R.J. 1959.
Gas diffusion in porous media.
In: Science, 30(1959);100-102.

- 43 Millington, R.J. and Quirck, J.P. 1960.
Permeability of porous solids.
In: Trans. Farad. Soc., 57(1960);1-8.
- 44 Millington, R.J. and Shearer, 1971.
Diffusion in aggregated porous media.
In: Acta. Agric. Scand., 6(1971);195-228.
- 45 Noordam, P.L. 1983.
Toxicologische beoordeling van een aantal zowel in
het water van Rijn en/of IJsselmeer en/of Maas als
in het hieruit bereide drinkwater, aangetroffen
xenobiotische organische verbindingen.
KIWA-verslag, SWO-83.224.
- 46 Olin Braids, Ph. D., Geraghty and Miller 1983.
Volatile Organic compounds and the ground water
environment.
In: Occurrence and removal of volatile organic
chemicals from drinking water; AWWA-report.
- 47 Pearson, C.R. and McConnell, G. 1975.
Chlorinated C₁ and C₂ hydrocarbons in the
marine environment.
In: Proc. R. Soc. Lond., 189(1975);305-322.
- 48 Perry, R.H. and Chilton, C.C. 1973.
Chemical engineers handbook.
New York, McCraw Hill.
- 49 Reichhardt, P.B., Chadwic, B.L., Cole M.A.,
Robertson, B.R. and Batton, D.K. 1981.
Kinetic study of the biodegradation of biphenyl
and its monochlorinated analogues by a mixed marine
microbial Community.
In: Environm. Sc. Techn., 15(1981);75-79.
- 50 Rekker, R.F. 1977.
The hydrophobic fragmental constants; its

derivation and application, a means of characterizing membrane systems. Elsevier Scientific Publishing Company, A'dam, Oxford, London 1977.

- 51 Rekker, R.F., de Kort, H.M. 1979.
The Hydrophobic fragmental constant; an extension to a 1000 data point set.
In: Eur. J. Med. Chem., 1979(14);479-488.
- 52 Reijnen, G.K. 1981.
De verwijdering van vluchtige koolwaterstoffen door beluchting.
In: H₂O, 12(1981);258-263.
- 53 Riedel-de Haën 1981.
Laborchemicaliën 1981.
- 54 Rittmann, B.E. and P.L. McCarty 1980 a.
Model of steady state biofilm kinetics.
In: Biotech. Bioeng., 22;2359-2373.
- 55 Rittmann, B.E. and P.L. McCarty 1980 b.
Evaluation of steady-state biofilm kinetics.
In: Biotech. Bioeng., 22;2359-2373.
- 56 Rittmann, B.E. and McCarty, P.L. 1980 c.
Utilization of dichloromethane by suspended and fixed-film bacteria.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1980;1225-1226.
- 57 Rittmann, B.E., McCarty, P.A. and Roberts, P.V. 1980 d.
Trace-organics biodegradation in aquifer recharge.
In: Ground Water:18 (1980) 3; 236-243.

- 58 Roberts, P.V., McCarty, P.L., Reinhard, M.,
Schreiner, J. 1980.
Organic contaminant behavior during ground water
recharge.
In: J. Water Pollut. Control. Fed., 52(1980);
161-172.
- 59 Roberts, P.V. and Valocchi, A.J. 1981.
Principles of organic contaminant behaviour during
artificial recharge.
In: The Science of the Total Environment, 21
(1981);161-172.
(Ook in: Studies of Environmental Science, 17
(1981); 439-451. Ed: Elsevier Scient. Publ. Comp.
Amsterdam).
- 60 Schwarzenbach, R.P. and Westall, J. 1981.
Transport of nonpolar organic compounds from
surface water to ground water, laboratory sorption
studies.
In: Environ. Sci. Techn., 15(1981)11;1360-1367.
(Ook in: Studies of Environmental Science, 17
(1981); 569-574. Ed.: Elsevier Scient. Publ. Comp.
A'dam).
- 61 Shamat, N.A., Maier, W.J. 1980.
Kinetics of biodegradation of chlorinated
organics.
In: J. Water Pollut. Control Fed. 52(1980)8;2158-
2166.
- 62 Shell industrie chemicaliën gids 1981.
Uitgegeven door: Shell Nederland Chemie B.V.
- 63 Shoda, M., Udaka, G. 1980.
Preferential utilization of phenol rather than
glucose by *Trichosporon cutaneum*, possessing a
partially constitutive catechol 1,2-oxygenase.
In: Appl. Environ. Microbiol., 1980;1129-1133.

- 64 Siebers, H.H. and de Jong-Hofman, M.W. 1983.
Experiences with automated information retrieval.
In: Water Res., 17(1983)12;1715-1719.
- 65 Singley, J.E. et al 1980.
Trace organics removal by air stripping.
Uitgevoerd door Environmental Science and Engineering. ESE no. 79-227-001.
- 66 Speece, R.E. 1983.
Anaerobic biotechnology for industrial waste water treatment.
In: Environm. Sci. Techn., 17(1983)9;416a-427a.
- 67 Smeenk, H. 1984.
De interpretatie van de concentratieveranderingen van organische stoffen bij duininfiltratie.
In voorbereiding.
- 68 Stumm, W. & Morgan, J.J. 1981.
Aquatic Chemistry (2nd edition).
Uitgever: John Wiley & Sons, New York.
- 69 Sulfito, J.M., Horowitz, A., Shelton, D.R. and Tiedje, J.M. 1982.
Dehalogenation: a novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds.
In: Science, 218 (1982); 11115-11117. 70
- 70 Sylvester, M. 1980.
Dégradation microbienne des byphényles polychlorés.
In: Eau des Québec, 13(1980)3;204-206.
- 71 Tabak, H.H., Quave, S.A., Mashni, C.J., Barth, E.F. 1981 a.
Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds.
In: J. Water Pollut. Control Fed., 53(1981)10; 1503-1518.

- 72 Tabak, H.H., Quave, S.A., Mashni, C.J.,
Barth, E.F. 1981 b.
Biodegradability studies for predicting the
environmental fate of organic priority pollutants.
In: Proceedings Symp.
Test Protoc. Environ. Fate Mov. Toxicants, 1981.
Uitgever: AOAC.
- 73 Trouwborst, T. 1982.
Een vergelijkende analyse van de opname van
(vluchtige) organische verbindingen door de mens
als gevolg van lucht respectievelijk drinkwater-
vervuiling en de factoren die de lichaamsbelasting
bepalen.
In: H₂O, 15(1982) 9; 208-215.
- 74 Verheijen, L.A.H.M. 1983.
Denitrificatie: Verslag 6 maands doctoraal vak
theoretische teeltkunde.
L.H. Wageningen.
- 75 Verschueren, K. 1977.
Handbook of environmental data on organic
chemicals.
Uitgever: Van Nostrand Reinhold Co, New York.
- 76 Voice, T.C. and Weber, W.J. (Jr.) 1983.
Sorption of hydrophobic compounds by sediment
soils and suspended solids. I.
In: Water Res., 17(1983)10;1433-1441.
- 77 Vonk, M. 1985.
Permeatie van organische verbindingen door lei-
dingmaterialen.
KIWA-mededeling nr. 85.
- 78 VROM 1983.
Leidraad bodemsanering.
Uitgever Straatsdrukkerij.

- 79 Waterleidingstatistiek 1981.
Deel 1 VEWIN.
- 80 Weis, H. and Bückle, A. 1983.
Grundwasserverunreinigungen in Teilbereichen des
Rein-Neckar-Raumes und der Einfluss auf der
Mannheimer Wasserwirke.
In: Neue DELIWA-Zeitschrift, 83;130-135.
- 81 Wilson, J.T. Enfield, C.G. Dunlap, W.J., Cosby,
R.L., Foster, D.A. and Baskin, L.B. 1981.
Transport and fate of selected organic pollutants
in a sandy soil.
In: J. Env. Quality 10(1981)2;501-507.
- 82 Wilson, J.T. McNabb, J.F. Balkwill, D.L. and
Ghiorse, W.C. 1983.
Enumeration and characterization of Bacteria.
Indigenous to a Shallow Water Table Aquifer.
In: Ground Water: 21(1983);134-142.
- 83 Wood, J.M. 1982.
Chlorinated hydrocarbon: oxidation in the
biosphere.
In: Environ. Sci. Tech., 16(1982)5;291a-297a.
- 84 Yoshida, K., Shigeoka T. and Yamauchi, F. 1983.
Relationship between molar fraction and
n-Octanol/water partition coefficient.
In: Ecotoxicology and Environmental Safety 7;
558-565.
- 85 Zoeteman, B.C.J., Harmsen, K., Linders J.B.H.J.,
Morra, C.F.M. and Sloof, W. 1980.
Resistent organic pollutants in river water and
ground water of the Netherlands.
In: Chemosphere: 9;231-249.

- BIJLAGE I : FYSISCH-CHEMISCHE EIGENSCHAPPEN
- II : VERDELINGSCOEFFICIENT LUCHT-WATER
- III: VERGELIJKING K_{ow} -WAARDEN

Bijlage 1: Fysisch-chemische eigenschappen

20 °C

| Bruto- formule | naam (IUPAC)* | mol. gewicht | smelt- punt °C | kook- punt °C | dicht- heid kg/l | damp- spanning mm Hg | oplos- baarheid mg/l | verzad. conc. mg/l | verd. coef. water/lucht | log ++ Kow |
|-------------------|-----------------------|-----------------|----------------------|---------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------------------|---------------|
| CCl4** | tetrachloormethaan | 153.62 | -23 | 76.7 | 1.59 | 78.9 | 800 | 664 | 1.20 | 2.90 |
| CHCl3** | trichloormethaan | 119.38 | -64.0 | 62 | 1.469 | 138.6 | 8000 | 906 | 8.83 | 2.19 |
| CH2Cl2** | dichloormethaan | 84.93 | -97.0 | 41 | 1.32 | 343.7 | 20000 | 1599 | 12.51 | 1.47 |
| CH3Cl** | chloormethaan | 51 | -97.7 | -24.2 | 0.991*** | 3348.8 | 7250 | 9629 | 0.75 | 0.76 |
| C2Cl4 | tetrachlooretheen | 165.8 | -22.7 | 121.4 | 1.63 | 13.7 | 150 | 123.9 | + 1.21 | 2.28 |
| C2HCl3 | trichlooretheen | 131.5 | -87.0 | 86.5 | 1.46 | 57.0 | 1100 | 410.3 | 2.68 | 1.53 |
| C2H2Cl2** | 1-1-dichlooretheen | 96.95 | -122.5 | 31.9 | 1.22 | 511.8 | 400 | 2716 | 0.15 | 0.79 |
| C2H3Cl** | chlooretheen | 62.5 | -156.5 | -13.9 | 0.93 | - | +1000 | - | 0.02 | 0.91 |
| C2H3Cl3** | 1-1-1-trichloorethaan | 133.41 | -32 | +76 | 1.35 | 95.6 | 4400 | 698 | 6.3 | 2.71 |
| C2H4Cl2** | 1-2-dichloorethaan | 99 | -35.4 | 83.5 | 1.25 | 60.2 | 8690 | 326 | 26.65 | 1.71 |
| C4H8O | 2 butanon | 72.1 | -86.4 | 79.6 | 0.81 | 76.2 | 353000+ | 301 | 1170 | 0.28 |
| C5H12 | pentaan | 72.2 | -130 | 36 | 0.63 | 372.8 | - | 1472 | - | 2.96 |
| C8H18 | oktaan | 114.2 | -56.5 | 125.7 | 0.70 | 11 | 0.66 | 62 | 0.011 | 4.52 |
| C6H6** | benzeen | 78.1 | 5.5 | 78.1 | 0.88 | 57.4 | 1780 | 376 | 7.26 | 2.02 |
| C6H6O | fenol | 94.1 | 41 | 182 | 1.07 | + 0.2 | +82000 | 1.03 | 80000 | 1.53 |
| C6H5NO2 | nitrobenzeen | 123.1 | 6 | 211 | 1.20 | + 0.2 | 1900 | 1.0 | 1900 | 1.79 |
| C6H5Cl | chloorbenzeen | 112.6 | -45 | 132 | 1.11 | 9.3 | 500 | 55.7 | 8.98 | 2.76 |
| C6H4Cl2 | 1-4 dichloorbenzeen | 147.0 | 53 | 173.4 | 1.46 | + 1.1 | 49 | 4.8 | 10.2 | 3.51 |
| C7H8 | tolueen | 92.1 | -95.1 | 110.8 | 0.867 | 20.92 | 515 | 105.9 | 4.88 | 2.54 |
| C8H10 | ethylbenzeen | 106.2 | -95 | 136.2 | 0.867 | 7.5 | 152 | 43 | 3.53 | 3.06 |
| C9H12 | propylbenzeen | 120.1 | -95 | 159 | 0.862 | 2.6 | +60 | 17.0 | +3.5 | 3.58 |
| C8H10 | m-xyleen | 106.2 | -50 | 139 | 0.864 | 6.0 | - | 35 | - | 3.06 |
| C10H14 | m-di-ethyl-benzeen | 134 | | | 0.86 | | | | | 4.10 |
| C7H7Cl | p-chloortolueen | 126.6 | 7.5 | 162.2 | 1.07 | 2.6 | onoplosbaar | - | | 3.28 |
| C7H6Cl2 | 2-4 dichloortolueen | 160.9 | | | 1.25 | | | | | 4.03 |
| C12H10 | bifenyl | 154.2 | 70 | 254 | 1.18 | - | 7.5 | - | - | 3.99 |
| C12H10O | bifenyloether | 170.2 | 28 | 258 | 1.073 | 0.02 | - | 0.56 | - | 2.36 |
| C10H8 | naftaleen | 128.2 | 80.2 | 217.9 | 1.152 | 0.1 | 30 | 0.4 | 85.5 | 3.30 |

*IUPAC: International Union for Pure en Applied Chemistry

**niet in projectbeschrijving genoemde stoffen

***bij -25 °C

+ bij 10 °C

++ berekend volgens Rekker (1977)

1
18
1

Bijlage II - Verschillende uit de literatuur verzamelde verdelingscoëfficiënten van een aantal stoffen over lucht en water $\left\{ \frac{(mg/l_1)}{(mg/l_w)} \right\}$

| | (1) | (2) | (3) | (4) | (5) | (6) |
|---|-----------------------|-------|-------|--------|--------|-------|
| | | | (a) | (b) | (b) | (c) |
| CCl ₄ | 0,83 | | 0,62 | 0,96 | | 1,2 |
| CHCl ₃ | 0,11 | | 0,14 | 1,27 | 0,267 | 0,16 |
| CH ₂ Cl ₂ | 0,079 | | | | | 0,10 |
| CH ₃ Cl | 1,33 | | | | 0,30 | 0,38 |
| C ₂ Cl ₄ | 0,83 | | 0,96 | 0,82 | 0,703 | 1,2 |
| C ₂ HCl ₃ | 0,37 | | 0,42 | 0,41 | 0,542 | 0,40 |
| C ₂ H ₂ Cl ₂ | 6,67 | | 7,98 | 2,85 | | 7,8 |
| C ₂ H ₃ Cl | 50 | | | 266,14 | 50 | 43 |
| C ₂ H ₃ Cl ₃ | 0,16 | | 0,15 | 0,30 | 1,4 | 1,0 |
| C ₂ H ₄ Cl ₂ | 0,04 | | 0,15 | 0,046 | 0,040 | 0,050 |
| C ₄ H ₈ O | 8,5 10 ⁻⁴ | | | | | |
| C ₅ H ₁₂ | - | | | | | |
| C ₈ H ₁₈ | 11,11 | 140 | | | | |
| C ₆ H ₆ | 0,14 | 0,22 | | | 0,259 | 0,322 |
| C ₆ H ₆ O | 1,25 10 ⁻⁵ | | | | | |
| C ₆ H ₅ NO ₂ | 5,26 10 ⁻⁴ | | | | | |
| C ₆ H ₅ Cl | 0,11 | 0,17 | 0,17 | | 0,0847 | 0,139 |
| C ₆ H ₄ Cl ₂ | 0,11 | | 0,087 | | | |
| C ₇ H ₈ | 0,20 | 0,27 | 0,240 | | 0,263 | |
| C ₈ H ₁₀ | 0,28 | | | | 0,221 | 0,290 |
| C ₉ H ₁₂ | 0,29 | | | | | |
| C ₈ H ₁₀ | - | | | | | |
| C ₁₀ H ₁₄ | - | | | | | |
| C ₇ H ₇ Cl | - | | | | | |
| C ₇ H ₆ Cl ₂ | - | | | | | |
| C ₁₂ H ₁₀ | - | 0,063 | | | | |
| C ₁₂ H ₁₀ O | - | | | | | |
| C ₁₀ H ₈ | 0,01 | 0,048 | 0,015 | | | |

(1) : zie Bijlage I
 (2) : Stumm and Morgan, 1981
 (3) : De Marco, J.
 (4) Bouwer, E.J., 1982
 (5) Singley et al, 1980
 (6) Dilling, W., 1977
 a. quotiënt dampspanning en oplosbaarheid
 b. experimentele gegevens
 c. berekend met behulp van formule

$$K = \frac{16,04 P M}{T S}$$

Bijlage III - Vergelijking van berekende en gemeten log K_{ow}-waarden

| | | (1) | (2) | (3) | (4) | (5) |
|---|-----------------------|------|-----------|------|------|-----------|
| CCl ₄ | tetrachloormethaan | 2,90 | 2,83 | 2,64 | 2,79 | 2,66 |
| CHCl ₃ | trichloormethaan | 2,19 | | 1,97 | 2,02 | 1,97-1,98 |
| CH ₂ Cl ₂ | dichloormethaan | 1,47 | | 1,25 | 1,51 | |
| CH ₃ Cl | chloormethaan | 0,76 | | 0,91 | | |
| C ₂ Cl ₄ | tetrachlooretheen | 2,28 | 2,95 | 2,60 | 2,95 | |
| C ₂ HCl ₃ | trichlooretheen | 1,53 | 2,20 | 2,29 | 2,20 | |
| C ₂ H ₂ Cl ₂ | 1,1-dichlooretheen | 0,79 | | | | |
| C ₂ H ₃ Cl | chlooretheen | 0,91 | | | | |
| C ₂ H ₃ Cl ₃ | 1,1,1-trichloorethaan | 2,71 | | | 2,49 | |
| C ₂ H ₄ Cl ₂ | 1,2-dichloorethaan | 1,71 | | | 1,76 | |
| C ₄ H ₈ O | butanon | 0,28 | | | | 0,26-0,29 |
| C ₅ H ₁₂ | pentaaan | 2,96 | | | | |
| C ₈ H ₁₈ | octaan | 4,52 | | | | |
| C ₆ H ₆ | benzeen | 2,02 | 1,56-2,15 | 2,13 | 2,13 | 1,56-2,28 |
| C ₆ H ₆ O | fenol | 1,53 | | | | 1,14-1,97 |
| C ₆ H ₅ NO ₂ | nitrobenzeen | 1,79 | 1,85-1,88 | | | 1,99-2,01 |
| C ₆ H ₅ Cl | chloorbenzeen | 2,76 | | 2,84 | 2,84 | 2,84 |
| C ₆ H ₄ Cl ₂ | 1,4-dichloorbenzeen | 3,51 | 3,38 | | 3,39 | 3,39 |
| C ₇ H ₈ | tolueen | 2,54 | 2,69-2,80 | 2,69 | 2,59 | 2,11-2,85 |
| C ₈ H ₁₀ | ethylbenzeen | 3,06 | 3,15 | 3,15 | 3,75 | 3,15 |
| C ₉ H ₁₂ | propylbenzeen | 3,58 | 3,57-3,68 | 3,68 | | 3,57-3,68 |
| C ₈ H ₁₀ | m-xyleen | 3,06 | 2,77-3,20 | 3,20 | 3,09 | 3,20 |
| C ₁₀ H ₁₄ | m-di-ethyl-benzeen | 4,10 | | | | |
| C ₇ H ₇ Cl | p-chloortolueen | 3,28 | 3,28-3,42 | | | 3,33 |
| C ₇ H ₆ Cl ₂ | 2,4-dichloortolueen | 4,03 | | | | |
| C ₁₂ H ₁₀ | bifenyyl | 3,99 | | 4,09 | | 3,36-4,09 |
| C ₁₂ H ₁₀ O | bifenyylether | 2,36 | | | | 4,21-4,36 |
| C ₁₀ H ₈ | naftaleen | 3,30 | 3,01-3,45 | 3,37 | | 3,01-3,55 |

log K_{ow}-waarden

- (1) berekend volgens Rekker (1977)
- (2) gemeten (Noordam, 1983)
- (3) gemeten (Yoshida, 1983)
- (4) verzameld (Trouwborst, 1982)
- (5) gemeten (Leo, Hansch and Elkins, 1971)

BIJLAGE IV : BIODEGRADATIE

IV.1: Methode

IV.2: Resultaat

BIJLAGE IV

BIODEGRADATIE

1 Methode

Om de bio-afbreekbaarheid te onderzoeken is in eerste instantie uitgegaan van de kennis die op het KIWA aanwezig was. Daarna is een literatuurstudie uitgevoerd. Verder is over dit onderwerp nog gesproken met een aantal mensen.

De literatuurstudie

Eenzijds is er een "on-line"-literatuurstudie uitgevoerd, wat inhoudt dat met behulp van een computer in verschillende literatuurbestanden gezocht is. Er is gezocht in 3 bestanden:

Chemical abstract:

Een chemisch bestand, dat (algemene en specifieke) chemische referenties bevat. Het bestand is opgebouwd vanaf 1967 en bevat momenteel 5.800.000 referenties.

Biosis:

Biologisch bestand, dat opgebouwd is vanaf 1973 en 2.700.000 referenties bevat. Maandelijks groeit het bestand met 27.000 referenties.

Enviroline:

Een milieubestand dat vanaf 1971 is opgebouwd en ruim 100.000 referenties bevat.

Er kan op verschillende manieren in deze literatuurbestanden gezocht worden. Zo kan aan de hand van trefwoorden of combinaties van trefwoorden naar referenties gezocht worden. Probleem hierbij is dat je met trefwoorden niet alle verlangde literatuur krijgt. Alleen die literatuur wordt verkregen waarvan de referenties met behulp van trefwoorden opgespoord kunnen worden. Zo blijft ook dan de kans bestaan enkele (essentiële) literatuurreferenties te missen.

Een andere manier om in de literatuurbestanden te

zoeken is het opvragen van alle literatuurreferenties die op naam van een bepaald auteur staan. Naast deze on-line literatuur studie, zijn om de literatuurstudie vollediger te maken, de laatste 5 jaarindexen van een aantal vakbladen en wetenschappelijke tijdschriften systematisch nagelopen. Hierbij kwamen inderdaad artikelen naar voren die met behulp van de on-line literatuur studie niet gevonden waren.

Nog een andere, dure, maar efficiënte manier van literatuur-studie is het nagaan in een speciaal opgebouwd bestand, waarin alle publicaties kunnen worden opgespoord die een bepaald artikel als literatuurreferentie aanhalen.

Heeft men een (standaard-)werk van een bepaald vakgebied, dan kan op deze wijze gekeken worden welke later verschenen artikelen dit (standaard) werk aanhalen.

Stof: CCl_4 ; tetrachloormethaan

| Literatuur | Hard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. Lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO_3^- -red. 3. SO_4^{2-} -red. 4. Cl_2 -ox- mend | Duur v.d. proef | Extrahent | | Afbraak? Lieten | Bismateriaal | Opmerkingen |
|-------------------------|---|-----------|----------|----|---|-----------------------|-----------------------|-------|--------------------|-----------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | |
| DeBarco | - | - | - | - | - | 30 dgn | - | - | 80 % | ja, zie opn. | tetra + trichloormethaan + dichloormethaan na 30 d: 20 % 40 % minder 5 % |
| Tabak '81 | 3 | 25 ° | 5 mg/l | - | 1 (ROD) | 7 dgn | - | - | 87 % | - | Korte adaptatieperiode |
| | 3 | 25 ° | 10 mg/l | - | 1 (ROD) | 7 dgn | - | - | 80 % | - | Korte adaptatieperiode |
| Bouwer '83 ^a | 3 (kolcm) | 22 ° | 149 µg/l | - | 4 | 4 mnd | acetaat 100 mg/l | - | 99 % | - | - |
| | 3 (batch) | 35 ° | 100 µg/l | - | 4 | 8 wkn | methanol 5-10 mg/l | 100 % | - | - | - |
| Bouwer '83 ^b | 3 | 25 ° | 60 µg/l | - | 2 | 3 wkn | ethanol 100 mg/l | 100 % | 100 % | CCl_3 | M.b.v. ^{14}C gewerkt. Op bals van K_{OW} wordt geen adsorptie verondersteld; maar wel biodegradatie |

Stof: Cl_2 ; trichloormethaan

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO_3^- -red. 3. SO_4^{2-} -red. 4. Cl_2^- -vor- vormend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Entmateriaal | Opmerkingen |
|-------------------------|---|-----------|--------------|----------|--|-----------------------|--------------------|-------|----------|-------------------|--------------|--|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| DeMarco | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Wilson '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,2 mg/l ± 7 | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | wenig | - | - | Effluent: ± 31 % Verdamp: ± 61 % Rest (afgebroken, adsorptie etc.): ± 8 % |
| Tabak '81 | 3 (kolom) | 20° | 1,0 mg/l ± 7 | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | wenig | - | - | Effluent: ± 41 % Verdamp: ± 54 % Rest (afgebroken, adsorptie etc.): ± 5 % |
| | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 21 dgn | - | - | 92 % | - | effl. z.i. | Korte adaptatieperiode |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 21 dgn | - | - | 80 % | - | effl. z.i. | Korte adaptatieperiode |
| Bouwer '81 ^a | 3 | 35° | 3 µg/l | neutraal | 4 | 16 wkn | methanol 55 g/l | - | 90 % * | - | effl. z.i. | * Blanco nam 18 % af |
| | 3 | 35° | 29 µg/l | neutraal | 4 | 16 wkn | methanol 55 g/l | - | 98 % * | - | effl. z.i. | * Blanco nam 10 % toe |
| | 3 | 35° | 117 µg/l | neutraal | 4 | 16 wkn | methanol 55 g/l | - | 70 % * | - | effl. z.i. | * Blanco nam 30 % af |
| | 3 | 20° | 10 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | 0 | - | effl. z.i. | |
| | 3 | 20° | 30 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | 0 | - | effl. z.i. | |
| | 3 | 20° | 80 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | 0 | - | effl. z.i. | |
| Bouwer '83 ^a | 3 (batch) | 35° | 200 µg/l | - | 4 | 16 wkn | methanol 5-10 mg/l | 100 % | | - | - | |
| | 3 (kolom) | 35° | 33 µg/l | - | 4 | 16 wkn | acetaat 100 mg/l | 96 % | | - | - | |
| Bouwer '83 ^b | 3 | 25° | ±60 µg/l | - | 2 | 8 wkn | ethanol 100 mg/l | 0 % | | - | effl. z.i. | |

Stof: Cl_2Cl_2 ; dichloormethaan

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab-proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO_3^- -red. 3. SO_4^{2-} -red. 4. CH_4 -ver- mend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Ertmateriaal | Opmerkingen |
|---------------------------|---|-----------|----------|-----|---|-----------------------|-------------|-------|----------|-------------------|--------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| Brunner '80 | 3 | 30° | 3 mmol/l | 6,9 | 1 | 20 uur | - | - | 95 % | ja, zie opm. | - | CH_2OHCl en CH_2O zijn metabolieten |
| Rittmann '80 ^c | 3 (kolom) | 20° | 25 mg/l | 7,1 | 1 | 100 uur | geen | - | 100 % | - | - | |
| Tabak '81 ^a | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 7 dgn | - | - | 100 % | - | effl. z.i. | Snelle adaptatieperiode m.o. |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 7 dgn | - | - | 100 % | - | effl. z.i. | Snelle adaptatieperiode m.o. |
| DeWarco | | | | | anaerob | 30 dgn | - | - | 65 % | - | - | |

Stof: C₂Cl₄; tetrachlooretheen

| Literatuur | Aard proef: | | | T (°C) | Conc. mg/l | pH | Redox: | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lisme | Entmateriaal | Opmerkingen | |
|------------------------|-------------------|------------------------|---------------|-----------|---------------|----|--------|-----------------------|-------------|-----------|----------|------------------|--------------|---|--|
| | 1. veld- proef | 2. veld- waarneming | 3. lab.-proef | | | | | | Naam | Conc. | | | | | |
| Wilson '81 | 3 (kolom) | | | 20° | 0,15 ± 7 | | 1 | 45 dgn | geen | | geen | | | | |
| Tabak '81 | 3 | | | 25° | 5 mg/l | | | 21 dgn | - | | 82 % | | effl. z.i. | | |
| | 3 | | | 25° | 10 mg/l | | | 21 dgn | - | | 76 % | | effl. z.i. | | |
| DeMarco | - | | | - | - | | - | 30 dgn | - | | 35 % | | | tetrachlooretheen + tri + dichlooretheen | |
| Bower '81 ^a | 3 | | | 35° | 10 µg/l ± 7 | | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 30 % | | | Anaerobe afbraak kan plaatsvinden i.t.t. aerobe afbraak | |
| | 3 | | | 35° | 32 µg/l ± 7 | | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 30 % | | | " | |
| | 3 | | | 35° | 130 µg/l ± 7 | | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 55 % | | | " | |
| | 3 | | | 25° | 9 µg/l | | 1 | 25 wkn | - | | 0 % | | | | |
| | 3 | | | 25° | 33 µg/l | | 1 | 25 wkn | - | | 0 % | | | | |
| | 3 | | | 25° | 74 µg/l | | 1 | 25 wkn | - | | 0 % | | | | |
| Bower '83 ^a | 3 (batch) | | | 35° | 200 µg/l | | 4 | 8 wkn | methanol | 5-10 mg/l | 95-100 % | | | | |
| | 3 (kolom) | | | 35° | 18 µg/l | | 4 | steady state na 4 mnd | acetate | 100 mg/l | 86 % | | | | |

stof: C₁₂HCl₃; trichlooretheen

| Literatuur | Hard proef: | | | T (°C) | Conc. | pH | Redox: | 1. aerob v.d. proef | 2. NO ₃ -red. v.d. proef | 3. SO ₄ -red. v.d. proef | 4. Cl ₂ -vormend | Opmerkingen | |
|-------------------------|--------------|--------------|---------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|---|--|
| | 1. veldproef | 2. veldproef | 3. lab.proef | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Pearson '75 | 2 + lit. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | Microbiële arbraak geconstateerd | |
| McDonnell '75 | 2 + lit. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | mono-, di-, tri- en tetrachloormethaan worden tamelijk snel afgebroken | |
| Correia '77 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | tri- en tetrachlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan worden sneller afgebroken dan aromatische verbindingen | |
| DeMarco | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | Cl ₂ = CHCl = CHCl | |
| Wilson '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,10 mg/l ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | - | - | - | - | geen | |
| | 3 (kolom) | 20° | 0,9 mg/l ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | - | - | - | - | geen | |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 14 dgn | - | - | - | - | - | 73 % * | Adaptatieperiode redelijk lang * Verlichting (29 %) Inbegrepen |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 21 dgn | - | - | - | - | - | 76 % * | Adaptatieperiode redelijk lang * Verlichting (22 %) Inbegrepen |
| Bouwer '81 ^a | 3 | 20° | 11 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | - | - | - | 0 8 | - |
| | 3 | 20° | 31 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | - | - | - | 0 8 | - |
| | 3 | 20° | 81 µg/l | - | 1 | 25 wkn | - | - | - | - | - | 0 8 | - |
| | 3 | 35° | 12 µg/l ± 7 | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 0 8 | - | - | - | 0 8 | - |
| | 3 | 35° | 34 µg/l ± 7 | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 0 8 | - | - | - | 0 8 | - |
| | 3 | 35° | 127 µg/l ± 7 | 4 | 16 wkn | methanol | 55 g/l | 0 8 | - | - | - | 0 8 | - |
| Bouwer '83 ^a | 3 (batch) | 35° | 200 µg/l | - | 4 | 57 dgn | methanol | 5-10 mg/l ± 40 % | - | - | - | - | - |

Stof: C₂H₂Cl₂: 1,1-dichlooretheen

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -vor- mend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Brtwaterlaal | Opmerkingen |
|------------|---|-----------|---------|----|--|-----------------------|-------------|-------|----------|-------------------|--------------|-------------|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 14 dgn | - | - | 100 % | - | effl. z.l. | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 14 dgn | - | - | 100 % | - | effl. z.l. | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |

Stof: C₂H₃Cl₃; 1,1,1-trichloorethaan

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.-proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aereob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -vor- mend | Duur v.d. proef | C-bron | | AFbraak? % | Metabo- lieten | Etmateriaal | Opmerkingen |
|------------------------|--|-----------|----------|----|---|-----------------------|----------|-----------|---------------|-------------------|-------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| Correia '77 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | tri- en tetrachloorethen en 1,1,1-trichloorethaan worden sneller afgebroken dan de aromatische verbindingen |
| DeMarco | - | - | - | - | - | 30 dgn | - | - | 45 % | - | - | |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | 83 % | - | effl. z.l. | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | 75 % | - | effl. z.l. | |
| Bauer '83 ^a | 3 (batch) | 35° | 200 µg/l | - | 4 | 54 dgn | methanol | 5-10 mg/l | 100 % | - | - | |
| | 3 (kolom) | 35° | 25 µg/l | - | 4 | steady state na 4 mnd | acetaat | 100 mg/l | 95-100 % | - | - | |
| Bauer '83 ^b | 3 | 25° | 60 µg/l | - | 2 | 8 wkn | ethanol | 100 mg/l | 0 % | - | effl. z.l. | |

Stof: C₂H₄Cl₂; 1,2-dichloorethaan

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. Cl ₂ -vor- mend | Duur v.d. proef | C-bron | | Afbraak- percen- tage | Metabo- lieten | Entmateriaal | Opmerkingen |
|-------------------------|---|-----------|--------------|-----|--|--------------------------------|----------|-----------|-----------------------------|-------------------|--------------|--|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| DeMarco | - | - | - | - | - | 30 dgn | - | - | 0 % | nee | - | |
| Willson '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,81 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | 13 % | - | - | Effluent: ± 37 % Verdamp: ± 50 % Rest (afgebroken, adsorptie, etc.): ± 13 % |
| Tabak '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,25 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | -10 % | - | - | Effluent: ± 61 % Verdamp: ± 49 % Rest (afgebroken, adsorptie, etc.): ± -10 % |
| | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | 63 % | - | effl. z.i. | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | 53 % | - | effl. z.i. | |
| Bouwer '83 ^a | 3 (batch) | 35° | 200 µg/l | - | 4 | 25 wkn | methanol | 5-10 mg/l | 63 % | - | - | Verschil ontstaat doordat bij kolom te korte incubatietijd gebruikt is |
| | 3 (kolom) | 35° | 22 µg/l | - | 4 | steady state na 4 mnd | acetaat | 100 mg/l | 0 % | - | - | |

Stof: C₆H₆O; fenol

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarmeting 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -ver- mind | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? Metabo- lieten | Entmateriaal | Opmerkingen |
|-------------|---|-----------|------------------------------|-----|--|-----------------------|-------------|----------|----------------------------|--------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | |
| Shell-gids | 3 | 20° | 8200 mg/l | - | 1 (BOD) | 5 dgn | - | - | 80 % van TZV | - | TZV = theoretisch zuurstof verbruik |
| Healy '78 | 3 | - | 300 mg/l | 6,8 | 4 | 8 wkn | geen | - | 100 % | - | Eerst 2½ week adaptie nodig |
| Baker '80 | 3 | 23° | 100 µg/g matte grond | 7,1 | 1 | 5 dgn | geen | - | 100 % | - | |
| | 3 | 23° | 100 µg/g matte grond | 7,1 | anaerob | 40 dgn | geen | - | 20 % | - | |
| Skoda '80 | 3 | | 200 mg/l | - | 1 | 20 uur | glucose | 250 mg/l | ja | - | glucose wordt pas gebruikt als fenol verbruikt is door m.o. |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 7 dgn | - | - | 96 % | - | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 7 dgn | - | - | 96 % | - | |
| Ehrlich '82 | 1 | - | 1-30 mg/l | - | anaerob | - | - | - | ja | - | Aanwijzingen dat fenol omgezet wordt in CH ₄ en CO ₂ |
| Spaca '83 | lit. | - | lager dan 1000 mg/l | - | 4 | - | - | - | ja | - | |

Stof: C₆H₅Cl; chloorbenzeen

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -vor- mend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Btwaterlaal | Opmerkingen |
|---------------|---|-----------|----------------|-----|--|-----------------------|-------------|----------|----------|-------------------|-------------|--|
| | | | | | | | Natam | Conc. | | | | |
| Willeon '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,18 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | zie opg. | - | - | Effluent: ± 26 % Verdamp: ± 54 % Rest (adsorptie, afbraak): ± 20 % |
| | 3 (kolom) | 20° | 1,04 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | zie opg. | - | - | Effluent: ± 33 % Verdamp: ± 27 % Rest (adsorptie, afbraak): 40 % |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOB) | 7 dgn | - | - | 89 % | - | effl. z.i. | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOB) | 14 dgn | - | - | 77 % | - | effl. z.i. | |
| Bouwer '83(b) | 3 | 35° | 40-114 µg/l | - | 2 | 8 wkn | ethanol | 100 mg/l | 0 % | - | effl. z.i. | |

Stof: C₆H₄Cl₂; 1,4-dichloorbenzeen

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarmeting 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -ox- mend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Ertmateriaal | Opmerkingen |
|-------------------------|---|-----------|----------------|-----|---|-----------------------|-------------|----------|----------|-------------------|--------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| Wilson '81 | 3 (kolom) | 20° | 0,13 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | zie opm. | - | - | Effluent: ± 49 % Rest (afbraak, adsorptie etc.): 51 % Verdamp: minder 1 % |
| | 3 (kolom) | 20° | 0,8 mg/l | ± 7 | 1 | 45 dgn | geen | - | zie opm. | - | - | Effluent: ± 37 % Rest (afbraak, adsorptie etc.): 63 % Verdamp: minder 1 % |
| Tabak '81 | 3 | 25° | 5 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | ? | - | effl. z.i. | |
| | 3 | 25° | 10 mg/l | - | 1 (BOD) | 28 dgn | - | - | ? | - | effl. z.i. | |
| Giger '83 | 1 | - | - | - | aerob | - | - | - | ja | - | - | |
| | 1 | - | - | - | anaerob | - | - | - | nee | - | - | |
| Brouwer 83 ^b | 3 | 35° | 40-114 µg/l | - | 2 | 8 wkn | ethanol | 100 mg/l | 0 % | - | effl. z.i. | |

Stof: C₉H₁₂; propylbenzeen

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab. proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -vor- merd | Duur v.d. proef | Erytjebron | | Afbraak? Metabo- lieten | Ermateriaal | Opmerkingen |
|------------|--|-----------|-------|----|--|-----------------------|------------|-------|----------------------------|-------------|-------------|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |

Stof: C₁₀H₈; naftaleen

| Literatuur | Aard proef: 1. veldproef 2. veld- waarneming 3. lab.proef | T (°C) | Conc. | pH | Redox: 1. aerob 2. NO ₃ -red. 3. SO ₄ -red. 4. CH ₄ -vor- mend | Duur v.d. proef | Energiebron | | Afbraak? | Metabo- lieten | Entmateriaal | Opmerkingen |
|--------------|---|-----------|--------|----------|--|-----------------------|-------------|-------|----------|-------------------|--------------|---|
| | | | | | | | Naam | Conc. | | | | |
| Cox '81 | 3 | 30° | 2 g/l | - | anaerob | 24 uur | glucose | 5 g/l | - | - | - | naftaleen + DHD DHD = 1,2 dihydroxo 1,2-dihydranaftaleen |
| Hambrink '80 | 3 | 30° | 2 mg/l | varieert | pe varieert | 35 dgn | ? | - | zie opm. | - | - | Afbraak beste (dat wil zeggen 50-60 %) als de pH = 6,5 en pe is groter dan 50 mV |
| Delaune '80 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | zie opm. | - | - | Afbraak naftaleen is sneller onder geoxideerde (pe = + 500 mV) dan onder gereduceerde omstandig- heden (pe = - 200 mV). Anaerob geen afbraak. |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |