32 / 446 (246) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Verspreiding van stoffen uit afvalstortterreinen in relatie tot de kwaliteit van afdichtingen

D. Boels
P. Groenendijk
A.G. Hengeveld
M. M. Nass

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0580 7629

Rapport 246

- 2 NOV. 1993

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1993

Un 588828 *

REFERAAT

Boels D., P. Groenendijk, A.G. Hengeveld en M.M. Nass, 1993. *Verspreiding van stoffen uit afvalstorttereinen in relatie tot de kwaliteit van afdichtingen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 246, 69 blz.; 15 fig.; 8 tab.

Het maximale percolaatverlies naar de bodem wordt bij afwezigheid van een onderafdichting bepaald door de kwaliteit (dikte en doorlatendheid) van de bovenafdichting. De samenhang tussen deze kwaliteit en de infiltratie is bepaald met het programma SWATRE. De infiltratie door minerale bovenafdichting van 0,25 m bedraagt ca. 60 mm per jaar bij een doorlatendheid van $1{,}0*10^{-9}$ $m.s^{-1}$ en ca. 5 mm per jaar bij een doorlatendheid van $1{,}0*10^{-10}$ $m.s^{-1}$. De werkelijke infiltratie bedraagt 40-50% van de ontwerp-infiltratie als de steunlaag uit grof materiaal bestaat en meer dan 100% bij fijnkorrelig materiaal. De verspreiding van stoffen is berekend met een analytisch pseudo-niet-stationaire, pseudo-tweedimensionale stromingsmodel en een transportmodel (POLLUTE en TRANS). Rekening is gehouden met convectie, dispersie, diffusie en adsorptie. Afhankelijk van het isolatieniveau is het volume verontreinigde bodem ten gevolge van lekkages ca. 75 m^3 per m^2 stort op zandgronden met diepe grondwaterstanden na 1000 jaar en ca. 1 m^3 in kwelgebieden bij een enkelvoudige afdichting volgens de huidige normen. Als de afdichtingen niet meer functioneren zijn deze volumen resp. 900 en 7 m^3. Vanuit het oogpunt van bodembescherming zou men nieuwe stortlocaties moeten situeren op plaatsen waar zelfs zonder voorzieningen de bodem slechts beperkt verontreinigd raakt. Met de ontwikkelde modellen kan beter dan voorheen de plaats worden bepaald van monitoringsbuizen en kunnen meetresultaten beter worden geïnterpreteerd.

Trefwoorden: stoftransport, stromingsmodel, dispersie, diffusie, locatiekeuze, monitoring

ISSN 0927-4499

©1993 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp" (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Project 7238 [*062.LvB/06.93*]

INHOUD blz.

WOORD VOORAF 7

SAMENVATTING 9

1 INLEIDING 11
1.1 Doel van het onderzoek 11
1.2 Wettelijke aspecten bodembescherming 11
1.3 Technische aspecten bodembescherming 13

2 INFILTRATIE DOOR DE BOVENAFDICHTING IN RELATIE TOT HET ONTWERPCRITERIUM 15
2.1 Het ontwerpcriterium voor de bovenafdichting 15
2.2 Schematisering stortlichaam 16
2.2.1 Het model SWATRE 17
2.2.1.1 Theoretische grondslagen van het model 17
2.2.1.2 Randvoorwaarden in het model 19
2.2.2 Schematisering laagopbouw afvalstort 23
2.2.3 Fysische eigenschappen van horizonten 24
2.2.4 Berekende infiltratie door bovenafdichtingen 25

3 VERSPREIDING VAN STOFFEN VANUIT AFVAL- EN RESTSTOFBERGINGEN 31
3.1 Probleemdefinitie 31
3.2 Schematisering geohydrologische situatie 32
3.3 Schematisering verspreiding van stoffen 33
3.3.1 De stromingsvergelijking 34
3.3.2 Bepaling verblijftijd 38
3.3.3 Bepaling x-coördinaat stroomlijn 39
3.3.4 Bepaling y-coördinaat stroomlijn 40
3.3.5 Stoftransport 41
3.3.5.1 Flux- en balansvergelijking 41
3.3.5.2 Numerieke oplossing van de diffusie/dispersie-vergelijking 44
3.3.5.3 Modeltoetsing 47
3.3.6 Karakterisering mate van verspreiding 48
3.4 Berekening verspreiding van stoffen in relatie tot de geohydrologische situatie 49
3.4.1 Karakterisering van enkele geohydrologische situaties 49
3.4.2 Verloop van bodemverontreiniging bij verschillende geohydrologische situaties 50
3.5 Conclusies over de keuze van locaties voor afval- en reststofbergingen 62
3.6 Conclusies over de inrichting van meetnetten 64

LITERATUUR 65

FIGUREN blz.

1 Vermoedelijke stroming van lekwater in een afvalstortlichaam 17
2 Relatie tussen de interceptie-flux en de neerslagintensiteit 20
3 Onttrekkingspatroon van plantenwortels volgens Feddes, Hoogland en Prassad 20
4 Verloop van de α-functie 21
5 Schematische weergave van mogelijke onderrandvoorwaarden in SWATRE 22
6 Geschematiseerde laagopbouw van een afvalstort 24
7 Neerslag en neerslagoverschot van het klimatologisch kalenderjaar 1990 op grond van modelberekeningen in SWATRE 26
8 Verloop van de infiltratie door de bovenafdichting berekend met SWATRE voor een continue klimatologisch gesteldheid als in 1990 26
9 Verloop van grondwaterniveau en infiltratie door bovenafdichting gedurende 1981 t/m 1990 berekend met SWATRE 27
10 Definitieschets geohydrologische schematisering 33
11 Verspreiding van verontreiniging uit een constante puntbron P (schematisch) 43
12 Schematisering concentratieverdeling 45
13 Doorbraakcurven voor chloride in kolomproef 48
14 Definitieschets karakteristieken voor verspreiding van verontreiniging in de bodem 49
15 Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar 55

TABELLEN

1 Opbouw van afvalberging op basis van "bouwstenen" uit de "Staringreeks" 25
2 Verwachte infiltratie door de bovenafdichting in relatie tot de doorlatendheid en ontwerp-eis berekend met SWATRE 27
3 Constanten uit exponentiële functie voor onverzadigde doorlatendheid 29
4 Vereiste doorlatendheid van bovenafdichting in relatie tot de grondsoort in de steunlaag tot de dikte van de afdichtingslaag bij een maximale toegestane infiltratie 29
5 Werkelijke infiltratie door bovenafdichting van 0,25 m dikte in samenhang met de samenstelling van de steunlaag en de ontwerp-infiltratie 29
6 Indeling van (geo)hydrologische situaties op basis van ontwateringstoestand, kwel/wegzijging en voorkomen en dikte van afdekkend en eerste watervoerend pakket 50
7 Geohydrologische eigenschappen en randcondities die behoren bij verschillende hydrologische situaties 50
8 Indringingsdiepte vuilfront onder het stort, diepte vuiltong onder maaiveld en lengte vuiltong na 30, 60 en 100 jaar 51
9 Volume verontreinigde grond per oppervlakte-eenheid stortterrein bij verschillende geohydrologische situaties als gevolg van percolaatverlies naar de bodem 63

WOORD VOORAF

De bescherming van de bodem tegen verontreiniging door gestorte afvalstoffen is gebaseerd op het isoleren van het afval van de omgeving; de verontreiniging dient op z'n plaats te blijven. Lukt dat niet, dan zijn technische maatregelen nodig om de situatie te kunnen beheersen. Uit eerder onderzoek is gebleken dat met de huidige afdichtingsmaterialen geen absolute isolatie van gestort afval kan worden bereikt. In opdracht van het ministerie van VROM, Directie Bodem, is bij DLO-Staring Centrum een bureaustudie uitgevoerd naar de mate waarin isolatie met minerale materialen mogelijk is. Eveneens is onderzoek verricht naar de omvang van verspreiding van opgeloste stoffen in de bodem in relatie tot de hydrologische gesteldheid en de kwaliteit van afdichtingen van afval- en reststofbergingen. Met deze studie wordt beoogd inzicht te krijgen in kenmerken van geo-hydrologische situaties waarin bij een bepaald isolatie-niveau de omvang van verspreiding van stoffen beperkt en beheersbaar blijft.

Namens het ministerie van VROM is Ing. P.A. Ruardi opgetreden als opdrachtcoördinator.

Bijdragen zijn aan dit rapport geleverd door de heren M.M. Nass (aspecten van verspreiding van stoffen) en A.G. Hengeveld (berekening lekverlies door bovenafdichtingen), beide doctoraal-student aan de Landbouw Universiteit van Wageningen.

SAMENVATTING

Bodembeschermende maatregelen rond gestort afval beogen de verontreiniging van de omgeving te isoleren om de oorspronkelijke functies van de bodem in stand te houden. Met de huidige isolerende voorzieningen kan geen absolute isolatie worden bereikt. Van de huidige "vloeistofdichte" milieufolies wordt verwacht dat de levensduur eindig is, terwijl er bepaalde organische verbindingen tengevolge van diffusie doorheen kunnen dringen. Minerale afdichtingen zijn per definitie niet vloeistofdicht en vrijwel elke opgeloste stof dringt er tengevolge van diffusie doorheen. Daarom is het onvermijdelijk dat stoffen uit afval in de bodem terecht komen, waar ze verder worden verspreid door grondwaterstroming, diffusie en dispersie.

In situaties waarin isolerende voorzieningen onvoldoende functioneren, kunnen maatregelen worden getroffen om de omvang van de verontreiniging te beheersen (met bijvoorbeeld hydrologische isolatie). Ideaal is dat de omvang van bodemverontreiniging als gevolg van de lokale geohydrologische gesteldheid "van nature" beperkt blijft.

Op verzoek van het ministerie van VROM is bij DLO-Staring Centrum een bureau-studie ingesteld naar de samenhang tussen de kwaliteit van de afdichtingen (isolaties) en de infiltratie van regenwater in het afvalstort en naar de samenhang tussen percolaatverlies naar de bodem, de geohydrologische gesteldheid en het verloop van de verspreiding van opgeloste stoffen in de bodem.

In het algemeen bestaat er een relatie tussen de mate waarin isolatie mogelijk is en, afhankelijk van de lokale omstandigheden, de omvang en snelheid van verspreiding van opgeloste stoffen in de bodem. In deze studie is uitgegaan van een situatie waarin de bovenafdichting de enige isolerende voorziening is.

De kwaliteit van de bovenafdichting is gedefinieerd volgens het ontwerpcriterium. Dat wil zeggen dat er gedurende 200 dagen (de periode met neerslagoverschot) een bepaalde hoeveelheid water door de afdichtingslaag stroomt (ontwerp-infiltratiesnelheid) als aan de bovenzijde een laag water van 0,5 m staat en er aan de onderzijde een onderdruk heerst gelijk aan 0,5 m waterkolom. Indien voor een bepaalde dikte van de afdichtingslaag wordt gekozen, moet de doorlatendheid aan een zekere eis voldoen, terwijl de dikte juist moet worden bepaald als de doorlatendheid bekend is.

De samenhang tussen de kwaliteit van de minerale bovenafdichting en de infiltratie is bepaald met het model SWATRE. Daarbij is het stortlichaam opgevat als een aantal naast elkaar staande kolommen, met een goed functionerende bovendrainage, waarbij onderlinge beïnvloeding kan worden verwaarloosd.

De werkelijke infiltratie door een minerale bovenafdichting bedraagt 40-50% van de ontwerp-infiltratie als de steunlaag is opgebouwd uit grof materiaal, en meer dan 100% als daarentegen de steunlaag uit zeer-fijnkorrelig materiaal bestaat. De werkelijke infiltratie door een bovenafdichting beloopt 5-8 mm per jaar als de bovenafdichting is ontworpen voor maximaal 15 mm per 200 dagen.

De verspreiding van opgeloste stoffen in de bodem is bepaald door eerst het verloop van stroombanen te berekenen die onder en naast een stortterrein beginnen. Hierbij is gebruik gemaakt van een analytische oplossing van een pseudo-tweedimensionale, niet-stationaire grondwaterstroming (programma POLLUTE). De verspreiding van stoffen langs en loodrecht op deze stroombanen is berekend met het programma TRANS dat hiervoor is aangepast om het ruimtelijk verloop van de concentratie van de opgeloste stoffen te berekenen. Ook is rekening gehouden met transversale (loodrecht op de stromingsrichting) en longitudinale (in de stromingsrichting) dispersie. In de dispersie-coëfficiënt zijn effecten van een niet-homogene en niet-uniforme bodemopbouw op de verspreiding van stoffen verdisconteerd. Dispersie heeft een grote invloed op het verloop van de concentratie van opgeloste stoffen (doorbraakcurve). Bij een geringe dispersie is de doorbraakcurve relatief steil, terwijl bij een grote dispersie deze curve relatief vlak verloopt. Een goed inzicht in de grootte van de dispersiecoëfficiënt is van belang bij de interpretatie van gegevens van monitoringsbuizen rond stortterreinen.

De omvang van de verspreiding van stoffen is gekarakteriseerd met drie parameters: de gemiddelde penetratiediepte van de verontreiniging onder het storterrein, de horizontale lengte van de verontreinigde "pluim" benedenstrooms van het stortterrein en de gemiddelde diepte van deze pluim onder maaiveld.

Op zandronden met een dik watervoerend pakket en nauwelijks gebiedsstroming (waterscheiding) verplaatst het vuilfront zich hoofdzakelijk in de diepte. Pas na zeer lange tijd begint ook verplaatsing in horizontale richting, waarbij de vuiltong op relatief grote diepte wordt aangetroffen. Deze tong heeft bij een goede afdichting van het afvalstort een kleine kern, waarin de concentratie vrijwel gelijk is aan die in het percolaat, en een relatief dikke mantel waarin de concentraties naar buiten toe snel afnemen tot waarden die zeer veel geringer zijn dan die in het percolaat. De situatie wordt nooit stabiel. Het volume grond dat verontreinigd kan raken door weglekkend percolaat bedraagt 25 m^3 per m^2 stort na 1000 jaar als de isolatie erg goed is, 75 m^3 bij een enkelvoudige isolatie volgend de huidige norm en 900 m^3 bij afwezigheid van isolerende voorzieningen.

Op zandgronden in hellende gebieden met een dik watervoerend pakket en een relatief grote gebiedsstroming, is de indringingsdiepte van het vuilfront beperkt. De horizontale verplaatsing is daarentegen groot. Bij goede isolerende voorzieningen is de vuiltong erg dun en wordt soms niet opgemerkt in een monitoringsbuis als het bodemprofiel inhomogeen is. Na ca. 350 jaar is een stabiele situatie ingetreden.

In beekdalen en polders met een relatief dun watervoerend pakket en een kwelsituatie zijn zowel de indringingsdiepte van het vuifront als de horizontale verplaatsing van de vuiltong beperkt. Na betrekkelijk korte tijd (vaak minder dan 50 jaar) is een evenwichtstoestand bereikt, waarbij noch de vervuilingsdiepte, noch de horizontale verplaatsing van de vuiltong toeneemt. Het percolaat uit het afvalstort komt over een beperkte oppervlakte naast het stortterrein in het oppervlaktewater terecht. Het volume verontreinigde bodem door weglekkend percolaat varieert tussen 0,1 m^3 bij een zeer goede isolatie tot ca. 30 m^3 bij volledig falende isolatie per m^2 stort na 1000 jaar.

1 INLEIDING

1.1 Doel van het onderzoek

Met de bestaande en toekomstige regelgeving worden technische voorzieningen afgedwongen om de kwaliteit van de bodem in stand te houden. Daarbij is de problematiek pragmatisch benaderd: het doel is verontreiniging te vermijden, de te kiezen middelen moeten het maximaal haalbare garanderen. Voor toekomstige stortterreinen zal daarnaast worden geëist dat de verontreiniging beheersbaar en controleerbaar moet zijn.

Het doel van dit onderzoek is:
- aan te geven welke onvermijdelijke infiltratie bij afwezigheid van een geomembraan door een minerale bovenafdichting mag worden verwacht;
- onder welke hydrologische situaties verspreiding van stoffen beheersbaar is.

Deze doelen zijn vertaald in onderzoeksdoelen en betreffen:
- de kwantificering van de samenhang tussen de kwaliteit van isolerende voorzieningen en de infiltratie van neerslag in het stortlichaam;
- de kwantificering van de snelheid en omvang van verspreiding van (conservatieve) stoffen in de bodem in samenhang met de geohydrologische gesteldheid en de kwaliteit van het geheel aan isolerende voorzieningen.

In hoofdstuk 2 is toegelicht hoe de samenhang is bepaald tussen het ontwerpcriterium voor de minerale bovenafdichting en de te verwachten infiltratie in het stort, en zijn enkele voorbeelden weergegeven. Voor het geval geen geomembraan op de minerale bovenafdichting is gelegd, is de invloed van de fysische eigenschappen van de steunlaag op de te verwachten infiltratie gekwantificeerd en een eenvoudige methode ontwikkeld voor de berekening van de minimumdikte van een bovenafdichting, rekening houdend met de eigenschappen van de steunlaag.

In hoofdstuk 3 is een overzicht gegeven van relevante stoftransportprocessen. Drie parameters zijn gedefiniëerd om de verspreiding van stoffen op een bepaalde tijdstip te karakteriseren. Deze zijn voor verschillende geohydrologische eigenschappen en op verschillende tijdstippen gekwantificeerd met behulp van de ontwikkelde modellen. Globaal is aangegeven onder welke geohydrologische omstandigheden verspreiding van stoffen beheersbaar is. Mogelijkheden zijn gegeven om op basis van de gepresenteerde berekeningen criteria te formuleren voor de beoordeling van de geschiktheid van nieuwe stortlocaties. Ook is ingegegaan op enkele aspecten van monitoring van afvalbergingen.

1.2 Wettelijke aspecten bodembescherming

Het bodembeschermingsbeleid in Nederland heeft een juridische basis gekregen met de Wet Bodembescherming (Staatsblad, 1986, 374). In deze wet wordt het belang van de wet gedefiniëerd als:..."het belang van het voorkomen, beperken of ongedaan maken

van veranderingen van de hoedanigheden van de bodem, die een vermindering of bedreiging betekenen van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant en dier heeft..." (artikel 1). De eis die daarbij aan de kwaliteit van de bodem dient te worden gesteld, definiëert deze wet als een:..."eis betreffende de kwaliteit van de bodem, die aangeeft in welke toestand de bodem met betrekking tot een of meer bij die eis aan te geven grootheden ten minste moet of zou moeten verkeren..." (art. 1). De Leidraad bodemsanering, afl. 4, nov. 1988, zegt hierover dat met de multifunctionaliteit van de bodem als uitgangspunt, het huidige bodemgebruik de functies en de daarmee samenhangende gebruiksmogelijkheden van de bodem, die van nature aanwezig zijn, niet onomkeerbaar of onherstelbaar mag aantasten. De functies die de bodem altijd moet kunnen vervullen is volgens de Leidraad omschreven met de geschiktheid voor vestiging en overleving van de mens en (bij de bodemgesteldheid passende) planten en dieren en (binnen van nature aanwezige beperkingen) voor de winning van drinkwater, dat zonder ingrijpende zuivering geschikt is voor drinkwaterbereiding. Daarnaast stelt deze wet, dat "Ieder die op of in de bodem handelingen verricht als bedoeld in artikelen 8-13,... is verplicht alle maatregelen te nemen ... teneinde de verontreiniging of aantasting te voorkomen, dan wel ... , deze zoveel mogelijk te beperken ... (art. 14). Voor de controle op mogelijke bodemverontreiniging kunnen volgens art. 18 van de Wet bodembescherming, regels worden opgesteld bij algemene maatregel van bestuur.

Tot maart 1993 was de Richtlijn Gecontroleerd Storten (VROM, 1985; Meyer-Drees, 1985) van kracht, die voor nieuw in te richten stortplaatsen een vloeistofdichte bodemafdichting voorschrijft. In deze Richtlijn is niet voorzien in een bovenafdichting van bestaande storten, die percolaatvorming tegengaat of sterk reduceert. Recent is onderzoek naar ontwerp van en materiaalkeuze voor bovenafdichtingsconstructies afgerond en per 1 maart 1993 is de bestaande regelgeving aangepast.

In januari 1991 is een "Ontwerp van een besluit met betrekking tot het storten van afvalstoffen (Stortbesluit bodembescherming) gepubliceerd waarin technische maatregelen zijn opgenomen die tot doel hebben percolaatvorming in afval- en reststofbergingen zoveel mogelijk te beperken, en te voorkomen dat verontreinigende stoffen in de bodem kunnen geraken (Hfdst. III, art. 6). Art. 9 van dit besluit waarborgt de multifunctionaliteit van de bodem: "...de stort kan worden teruggenomen, zonder ingrijpende aantasting van de bodem". In art. 10 is omschreven hoe een deugdelijk controlesysteem moet worden aangelegd.

Gekoppeld aan het Stortbesluit is een Uitvoeringsregeling stortbesluit (concept 30 mei, 1991), waarin bepalingen en begrippen in een aantal artikelen uit het Stortbesluit nader worden uitgewerkt. In deze regeling wordt verwezen naar ondermeer "Richtlijnen ten behoeve van bodembeschermende maatregelen ter zake van opslag en stortactiviteiten". In deze Richtlijn zijn een aantal technische maatregelen verder uitgewerkt (kwalitatief). In de Richtlijn wordt weer verwezen naar de "Handleiding voor ontwerp en constructie van afval- en reststofbergingen", (Hoeks et al., 1990), die kwantitatieve informatie geeft.

1.3 Technische aspecten bodembescherming

De technische maatregelen om bodemverontreiniging onder stortplaatsen te voorkomen, berusten op twee principes. Het eerste betreft het voorkomen van emissies naar de bodem met behulp van een vloeistofdichte onderafdichting. Als deze uit de zogenaamde geomembramen bestaat, zal de afdichtende werking mogelijk van beperkte duur zijn; hierover bestaat echter geen enkele zekerheid. Daarnaast worden er al tijdens de aanleg fouten gemaakt, waardoor de afdichting niet volledig is. Door Bass et al. (1985), geciteerd door Parkinson (1991), werd gevonden, dat 10 van de 27 onderzochte onderafdichting lekten. Parkinson (1991) stelt, dat 10 tot 20 gaten per ha in een geomembraam verwacht mogen worden bij een goede uitvoering. Meer dan 30 gaten worden gezien als slechte uitvoering. Minerale afdichtingen zijn per definitie niet vloeistofdicht. Door een goede materiaalkeuze en een goed functionerende percolaatdrainage kan de emissie naar de bodem worden beperkt.

Het tweede principe betreft het voorkomen of minimaliseren van percolaatvorming. Percolaat ontstaat als gevolg van infiltratie van neerslagoverschot (totale neerslag-verdamping) in het gestort materiaal. De hoeveelheid infiltraat kan worden beperkt door een bovenafdichting en een drainage aan te brengen. Deze bovenafdichting kan zowel uit kunsstoffen (geomembramen) als natuurlijke materialen (klei, zand-bentoniet) bestaan of een combinatie van beide. Voor de bovenafdichting kan geen volledige vloeistof-dichtheid kan worden bereikt. Minerale bovenafdichtingen worden ontworpen voor een ontwerp-infiltratieflux (bijvoorbeeld x mm per 200 dagen) bij gegeven randvoorwaarden (een laag water van 0,5 m boven de afdichting en een onderdruk van 0,5 m onder de afdichting). De dikte van de minerale bovenafdichting wordt bepaald op basis van dit "ontwerp-criterium" en de waterdoorlatendheid (Hoeks et al., 1987, Boels et al., 1990). In de nieuwe Richtlijn is echter geen norm voor deze flux opgenomen. Anticiperend op nieuwe ontwikkelingen en inzichten is bepaald dat volgens de stand van techniek en wetenschap de best haalbare afdichting moet worden gerealiseerd.

Door de Commissie voor de Milieu-effectrapportage (1990) is bedongen dat bij de voornoemde randvoorwaarden een minerale bovenafdichting moet worden ontworpen voor een maximale infiltratie van neerslagoverschot van 20 mm in 200 dagen.

Bij het ontwerpen en dimensioneren van technische voorzieningen ligt meer de nadruk op beperking van emissie dan op absolute isolatie. Niettemin mag bodemverontreiniging de oorspronkelijke functies niet aantasten (Pette, 1989).

Hierbij doet zich een dilemma voor. Enerzijds moet percolaatvorming zoveel mogelijk worden voorkomen; dat geeft de geringste milieubelasting. Anderzijds betekenen emissiebeperkende voorzieningen een verlenging van de tijdsduur waarin bodemverontreiniging kan optreden en dat dus zware eisen moeten worden gesteld aan de duurzaamheid van de voorzieningen. Het "Ministry of Environment" in Canada zegt hierover in z'n Engineered Facilities Policy (MoE, 1988) dat de levensduur van de functie van de constructies langer moet zijn dan de periode waarin het percolaat onacceptabel is verontreinigd. Op het moment is onbekend hoe de samenstelling van het percolaat wordt beïnvloed door het gestort materiaal. Ook is onbekend hoe de samenstelling van het percolaat in de tijd verandert.

2 INFILTRATIE DOOR DE BOVENAFDICHTING IN RELATIE TOT HET ONTWERPCRITERIUM

2.1 Het ontwerpcriterium voor de bovenafdichting

In perioden met een neerslagoverschot (neerslag groter dan de verdamping) ontstaat een grondwaterspiegel boven de afdichtingslaag. Door het drainagesysteem wordt water afgevoerd, zodra de grondwaterspiegel boven de buizen stijgt. Waterafvoer betekent verlaging van de grondwaterspiegel. In perioden met een neerslagtekort (neerslag geringer dan de verdamping) daalt de grondwaterspiegel niet alleen door drainage en infiltratie naar het stort, maar ook als gevolg van capillaire opstijging naar de wortelzone. De hoogte van de de waterspiegel verandert dus voortdurend. Zolang een waterspiegel boven de afdichtingslaag staat en de waterspanning groter is dan aan de onderzijde van de afdichtingslaag, infiltreert water in het afval. De infiltratiesnelheid is evenredig met de stijghoogte-gradiënt. De waterspanning wordt uitgedrukt in een hoogte van een waterkolom ten opzichte van een referentieniveau: de stijghoogte van het water. De stijghoogte-gradiënt is het quotiënt van het verschil in stijghoogte boven en onder de afdichtingslaag en de laagdikte.

De stijghoogte boven de afdichtingslaag varieert bij een goedfunctionerende drainage tussen 0,0 en 0,3 m. De stijghoogte onder de afdichtingslaag hangt samen met de aard van het gestort materiaal en de ouderdom ervan. In afval waarin afbreekbaar organisch materiaal voorkomt, kan methaangas worden gevormd. Dit gas kan een overdruk veroorzaken, waardoor de schijnbare stijghoogte onder de afdichtingslaag zelfs groter kan zijn dan die er boven. Müller-Kirchenbauer et al. (1990) rapporteren overdrukken tot 5 KPa. Dit komt overeen met een stijghoogte van 0,50 m waterkolom. Bij afdichtingslaag van 0,25 m dikte en een gemiddelde stijghoogte van de waterspiegel boven de afdichtingslaag van 0,25 m, is zo'n gasoverdruk juist voldoende om een gradiënt gelijk aan nul te produceren. De infiltratie is dan ook nihil. Methaanvorming houdt echter op zodra al het afbreekbaar organisch materiaal verbruikt is. Als onder de afdichtingslaag geen gasoverdruk meer bestaat, wordt de stijghoogte aan de onderzijde van de afdichtingslaag bepaald door de infiltratiesnelheid en de aard van het materiaal (onverzadigde doorlatendheid) in de steunlaag. Omgekeerd wordt de infiltratiesnelheid bepaald door die stijghoogte. De steunlaag bestaat in het algemeen uit materiaal met een grove textuur, omdat deze dienst deed als gasdrainage. Bij een gemiddelde percolatieflux van 0,05 mm per dag, bedraagt de waterspanning ongeveer -0,40 m waterkolom (Boels, 1973) en heerst een onderdruk in het bodemvocht.

Bij het dimensioneren van een afdichtingslaag wordt uitgegaan van de situatie waarin er onder de afdichtingslaag een onderdruk heerst (waterspanning -0,50 m), terwijl de drainage in de afdeklaag gebrekkig is gaan functioneren als gevolg van ongelijkmatige zetting van het afvalstort, waarbij er tevens een ingesloten laagte is ontstaan, waardoor afvoer door de afdeklaag niet goed mogelijk is. Aangenomen is dat gedurende de periode met neerslagoverschot (ca. 200 dagen) een laag water van 0,50 m boven de afdichtingslaag staat. De dikte van de afdichtingslaag moet minstens 0,25 m zijn voor zand-bentoniet en 0,30 m voor klei (Hoeks et al., 1990). De vereiste doorlatendheid kan

worden vastgesteld als een zekere maximale infiltratie is toegestaan. Uit onderzoek van Boels en Wiebing (1990), blijkt dat onder praktijkomstandigheden met zand-bentoniet mengsels een doorlatendheid van $2\text{-}5*10^{-10}m.s^{-1}$ kan worden gerealiseerd. Bij die doorlatendheden zou de infiltratie onder bovengenoemde condities ca. 20 mm per 200 dagen bedragen.

2.2 Schematisering stortlichaam

Het verloop van de stroming door minerale afdichtingslagen wordt berekend op basis van het verloop van de waterspanning ter weerszijden van deze lagen, de laagdikte en de doorlatendheid van de laag. Het verloop van de waterspanning (stijghoogten) wordt berekend met het programma SWATRE dat geschikt is voor de simulatie van het vochttransport in verticale richting. Het stortlichaam wordt opgevat als een een serie naast elkaar staande kolommen (Rijtema et al., 1986), waarin de stromingsrichting verticaal gericht is en het drainagesysteem in de afdeklaag het neerslag overschot effectief afvoert. De vochtregimes in de afzonderlijke kolommen beïnvloeden elkaar niet. In de kolommen worden verschillende lagen en verschillende drainageniveaus aangetroffen. De laagopbouw, gerekend van boven naar beneden, is volgens Hoeks et al. (1990):

- bewortelingslaag, dient als standplaats voor de begroeiing;
- drainagelaag, dient voor invang en afvoer van neerslagoverschot en beschermt de afdichtingslaag tegen uitdroging en indringing van plantenwortels en beschadiging door bodemdieren. Het niveau van het drainagestelsel geldt als eerste ontwateringsbasis;
- afdichtingslaag, dient om infiltratie in gestort materiaal te voorkomen;
- steunlaag, dient als klankbord voor de verdichting van de afdichtende laag en als gasdrainage;
- basislaag, is een uitvlaklaag van gestort materiaal en bestaat uit fijn afval of grondachtig materiaal;
- afval, gestorte afval- en reststoffen;
- (eventueel) drainagelaag, dient voor interceptie en afvoer percolaatvloeistof. Het niveau van het drainagesysteem geldt als tweede ontwateringsbasis;
- (eventuele) onderafdichting, dient ter voorkoming van indringing percolaat in de bodem;
- oorspronkelijke bodem, hierin kan een derde ontwateringsbasis zijn gedefinieerd.

Stroming van water door afval is door Mesu (1982) vergeleken met stroming over willekeurig gestapelde dakpannen (fig. 1). De doorlatendheid varieert enorm. Kooper (1984) rapporteert doorlatendheden in afval van 2400 m/dag voor grof afval tot 2 à 120 m/dag voor fijn en verdicht afval. Stroming van water door het afvallichaam is volgens deze auteurs een zeer inhomogeen proces. Percolaatvorming treedt vaak al op voor het afval op veldcapaciteit is. Voor modeltoepassing worden van elke laag de vochtkarakteristiek en de onverzadigde doorlatendheidsrelaties gevraagd. Voor afval bestaan deze niet. Afval wordt opgevat als een aardachtig materiaal, dat een zeer grote doorlatendheid heeft als het bijna is verzadigd en een zeer geringe (onverzadigde)

doorlatendheid bij een geringer vochtgehalte. Dit gedrag lijkt op dat van een grofkorrelig zand.

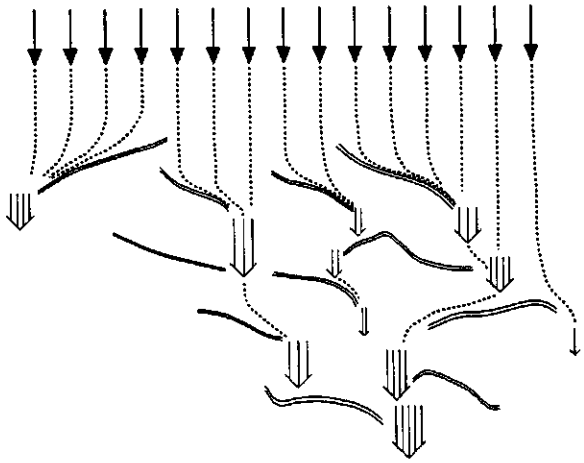


Fig. 1 Vermoedelijke stroming van lekwater in een afvalstortlichaam (Bron: Mesu, 1982)

2.2.1 Model SWATRE

Met het model SWATRE (Soil Water Actual Transpiration Rate Extended) worden het verloop van het verticaal gericht vochttransport in de bodem, de vochtopname door de begroeiing en de afvoer van water uit de boden naar de drains op verschillende niveaus (in afdeklaag, onder het afval, naar ringsloten) en de stroming door de verschillende afdichtingslagen berekend. Dit model is oorspronkelijk ontwikkeld door Feddes et al. (1978) als hulpmiddel bij de analyse van waterbalansen van lysimeters en proefvelden, waarbij het verloop van de grondwaterspiegel bekend was. De Graaf (1982), De Graaf et al. 1984 en Belmans et al. (1983) hebben het model verder aangepast voor de berekening van het verloop van de grondwaterspiegel bij een gegeven ontwateringsdiepte en drainafstand. Sindsdien is het model herhaaldelijk aangepast aan specifieke eisen (SWATR, SWACRO, SWACROP) (Wesseling et al. 1988). Een versie voor verschillende ontwateringsniveaus is recent ontwikkeld (Elbers, 1990 a). Met deze versie kunnen nu meer grondwaterspiegels worden behandeld. In afgewerkte afvalstorten kunnen op drie niveaus waterspiegels voorkomen: boven de bovenafdichting, boven de onderafdichting en in de oorspronkelijke bodem.

2.2.1.1 Theoretische grondslagen van het model

Het model bepaalt primair het verloop van de waterspanningen op verschillende dieptes in een bodemprofiel bij een verticaal gerichte stroming. Door substitutie van de

stromingsvergelijking volgens Darcy en de massavergelijking wordt een tweede orde differentiaal-vergelijking verkregen, waaruit de waterspanning op een zekere diepte en op een zekere tijd kan worden opgelost bij gegeven randvoorwaarden (Belmans et al., 1983). Deze vergelijking luidt:

$$\delta h/\delta t = 1/C(h)\ \delta/\delta z\ [k(h)(\delta h/\delta z + 1)] - S/C(h) \qquad (1)$$

waarin:

h	-drukhoogte	(m);
C(h)	-differentiële vochtcapaciteit	($\delta\theta/\delta h$);
z	-diepte	(m);
t	-tijd	(d);
θ	-volumetrisch vochtgehalte	($m^3.m^{-3}$);
k(h)	-doorlatendheid	($m.d^{-1}$);
S(h)	- sink-term	($m.m^{-1}.d^{-1}$).

Deze vergelijking geeft de veranderingssnelheid van de waterspanning op een bepaalde plaats in de bodem op een zeker tijdstip. Op die plaats kan de waterspanning ook veranderen door wateropname door een plant. Deze opname wordt aangeduid met "sink-term". Op het zelfde moment zal echter ook de waterspanning veranderen door water-aanvoer vanuit de omgeving door capillair transport.

Deze vergelijking wordt in SWATRE numeriek opgelost door het stromingsproces te discretiseren (Feddes et al., 1988). Dit wil zeggen dat de ruimte- en tijdschalen worden verdeeld in kleine discrete stappen. Hiertoe wordt het beschouwde bodemprofiel opgedeeld in een aantal aaneengesloten compartimenten. De toestand in het zwaartepunt van zo'n compartiment is representatief voor het gehele compartiment. De hoogte van elk compartiment kan vrij worden gekozen, zolang dit de resultaten niet beïnvloedt. In een bodemprofiel mogen hooguit vijf verschillende horizonten worden onderscheiden. Elke horizont kan echter in meer dan één compartiment worden onderverdeeld. Elke bodem-horizont is gekarakteriseerd met de relatie tussen waterspanning en (volume)vochtgehalte en de relatie tussen waterspanning en de (onverzadigde) doorlatendheid.

De waterspanningsgradiënt tussen twee compartimenten is gedurende een tijdstap constant. De stroming van een aangrenzende compartiment naar het beschouwde compartiment en omgekeerd, wordt beschreven met de vergelijking van Darcy. De (onverzadigde) doorlatendheid is als gevolg van ongelijke vochtgehalten in de opeenvolgende compartimenten niet op elke diepte gelijk. Voor de berekening van de stroomsnelheid (flux) tussen compartimenten, wordt het geometrisch gemiddelde van de doorlatendheden in beide compartimenten gebruikt:

$$K_{i+} = \sqrt{(K_i * K_{i+1})} \text{ of } K_{i-} = \sqrt{(K_i * K_{i-1})} \qquad (2)$$

De tijdstapgrootte is variabel en wordt bepaald uit de veranderingssnelheid van de waterspanning in de voorgaande tijdstap:

$$\Delta t_{i+1} = Max(\Delta h)/Max(\Delta h/\Delta t)_t \qquad (3)$$

Voor de oplossing van vgl. 1 moeten randvoorwaarden bekend zijn. Een randvoorwaarde geeft een bepaalde, bekende toestand (waterspanning of flux) aan langs een bepaalde rand van het model. Voor de oplossing van het verloop van de waterspanningen moet één van de randvoorwaarden minstens een bekende waterspanning zijn. Een gegeven drainagediepte kan al als zo'n randvoorwaarde dienen.

2.2.1.2 Randvoorwaarden in het model

- De randvoorwaarde aan maaiveld bestaat uit een (potentiële) flux:
  de transpiratie, de hoeveelheid water die de vegetatie afhankelijk van de weersgesteldheid (energieflux van de zon) aan de bodem onttrekt;
- de bodemevaporatie, de hoeveelheid water die rechtstreeks uit de bodem verdampt;
- de infiltratie, de hoeveelheid (regen)water die in de bodem dringt. Deze flux kan afhankelijk van interceptie en runnof geringer zijn dan de regenintensiteit.

Neerslag komt niet volledig op de bodem terecht. Een deel blijft aan de vegetatie hangen (interceptie) en verdampt. De totale hoeveelheid water die potentiëel kan verdampen, wordt de evapotranspiratie genoemd. De evapotranspiratie (ET_p) is de som van verdamping van water dat op het gewas terrecht komt en het maaiveld niet bereikt (interceptie), bodemevaporatie (E) en transpiratie (T) (verdamping via huidmondjes).

De potentiële evapotranspiratie wordt berekend volgens Makkink (1957). Voor Nederlandse omstandigheden (nat grasland) geldt:

$$\lambda E_{mak} = 0{,}65 * s/(s+\gamma) * R_G \qquad (4)$$

waarin:

E_{mak}	-de Makkink-bodemevapotranspiratie	($cm.d^{-1}$)
λ	-verdampingsenergie voor water	($J.kg^{-1}$)
s	-helling van de verzadigingsdampcurve	($mbar.^oK^{-1}$)
γ	-psychrometerconstante	($mbar.^oK^{-1}$)
R_G	-globale-straling	

De potentiële evapotranspiratie is afhankelijk van het vegetatietype. Correctiefactoren voor verschillende gewassen zijn ontleend aan Feddes (1987). Deze factoren zijn variabel over het seizoen. De berekende potentiële evapotranspiratie wordt vervolgens verdeeld over bodemevaporatie en transpiratie. De bodemevaporatie wordt berekend met de empirische relatie:

$$E = 0{,}9*e^{(-0{,}6*LAI)} * ET_p \qquad (5)$$

Hierin is LAI, de "leaf area index", een maat voor de verhouding tussen de totaal effectieve bladoppervlakte en de bedekte bodemoppervlakte door de vegetatie. Voor gras wordt een bedekkingsgraad aangehouden van 0,95 en een LAI van 3,75. De berekende bodemevaporatie is gebaseerd op een vochtige bodemoppervlak. Zodra dit oppervlak droger wordt, vermindert de bodemevaporatie. De reductie in de potentiële

evaporatie is een functie van het aantal achtereenvolgende droge dagen nadat het geregend heeft. Een droge dag is gedefinieerd als een dag waarop de neerslag minder is dan 1 mm.

Voor de berekening van de interceptieverdamping zijn gegevens van gras gebruikt volgens Feddes et al., 1978 (fig. 2).

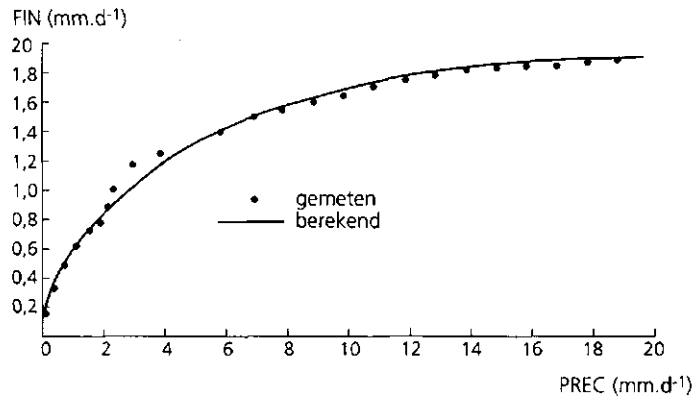


Fig. 2 Relatie tussen de interceptieflux (FIN) en de neerslagintensiteit (PREC) (Bron: Feddes et al., 1978)

De berekende (plant)transpiratie is de maximale (potentiële) waarde, de werkelijke verdamping zal nooit groter zijn. De verdampingsreductie is afhankelijk van de bodemvochttoestand. De hoeveelheid water die een plant verdampt, wordt via het wortelstelsel aan de bodem onttrokken op verschillende dieptes. Deze hoeveelheid hangt samen met de totale bewortelingsdiepte en de effectiviteit van het wortelstelsel. De bewortelingsdiepte en de opname-effectiviteit is gegeven als een onttrekkingspatroon (Feddes, Hoogland of Prassad, fig. 3).

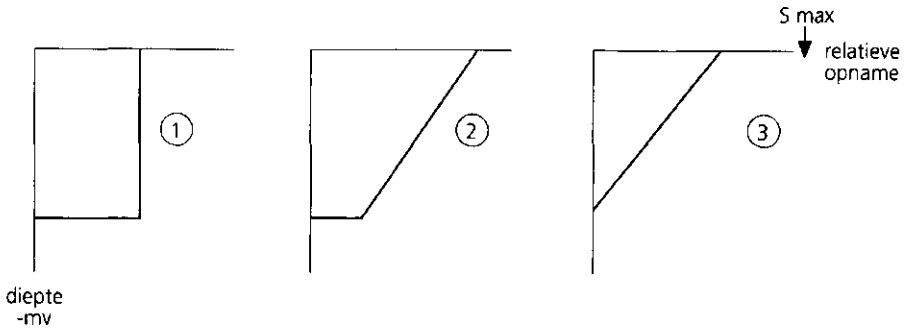


Fig. 3 Onttrekkingspatroon van plantenwortels volgens 1)Feddes, 2)Hoogland en 3)Prassad (Bron: Peerboom, 1987)

Feddes gaat uit van een uniforme verdeling van de totale potentiële transpiratie over de gehele opgegeven wortelzone (hier toegepast). Volgens Hoogland et al. (1981) start de vochtonttrekking door de wortels in de bovenlaag en verplaatst zij zich succesievelijk

naar de onderlagen. Het bodemvocht wordt dus niet onttrokken uit de onderlaag als de bovenlaag al voldoende vocht bevat. Prassad (1988) neemt aan dat bij een goede vochtvoorziening wortels bovenin het profiel meer vocht onttrekken dan dieper in de wortelzone. Onder in de wortelzone is de onttrekking daarom nul.

Als de bodem uitdroogt is de vegetatie niet meer in staat evenveel water op te nemen als nodig is voor een potentiële evapotranspiratie. De vochtopnamesnelheid hangt samen met de waterspanning in de bodem volgens:

$$S(h) = \alpha(h)*S_{max} \qquad (6)$$

waarin:

$S(h)$	-actuele vochtonttrekking van plantenwortels	$(cm.cm^{-1}.d^{-1})$
$\alpha(h)$	-sink-term	
S_{max}	-Maximale onttrekkingssnelheid op beschouwde diepte	

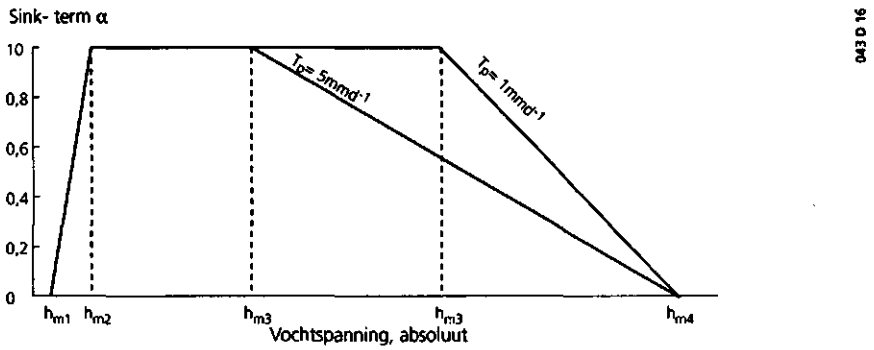


Fig. 4 Verloop van de α-functie (Bron: Feddes, 1987)

Uit fig. 4 blijkt geen water te worden onttrokkken als de bodem erg nat is (waterspanning h_1). De zuurstofvoorziening in de bodem is dan ontoereikend en de wortels functioneren niet of zijn afgestorven. Ook onder zeer droge omstandigheden (waterspanning h_4) is de plant niet meer in staat nog water op te nemen, omdat de daarvoor vereiste zuigspanning te groot is. Deze toestand wordt aangeduid als het permanent verwelkingspunt. Tussen $|h_{m2}|$ en $|h_{m3}|$ (reductiepunt) is de extractie maximaal. De waterspanning waarbij verdampingsreductie optreedt, hangt samen met de verdampingsintensiteit. Bij grote verdampingsintensiteit treedt de reductie eerder op dan bij geringe intensiteit. De samenhang tussen opnamecapaciteit en waterspanning is in het traject h_1 en h_2 lineair, terwijl deze parabolisch is tussen h_3 en h_4. De grenswaarden van h_1 t/m h_4 zijn onafhankelijk van het bodemtype. Volgens Peerboom (1990) zijn de grenzen: h_1 = - 0,10 m waterkolom, h_2 = -0,25 m, h_{3l} = -2,00 m, h_{3h} = -8,0 m en h_4 = -80,0 m.

Peerboom (1987) heeft verschillende benaderingen van de onttrekking door plantenwortels onderworpen aan een gevoeligheidsanalyse. De punten h_1 en h_2 liggen voor de meeste landbouwgewassen vast, terwijl de waarden h_{3l} en h_{3h} arbitrair kunnen worden gekozen.

De infiltratie van neerslag geldt ook als een randvoorwaarde en wordt in SWATRE beschouwd als een proces dat alleen bepaald wordt door het actuele vochtgehalte van de toplaag (i.c. het eerste compartiment) van het bodemprofiel. De maximale infiltratiecapaciteit wordt bepaald met behulp van de wet van Darcy door aan te nemen dat aan maaiveld de waterspanning juist nul is (verzadigde toestand). Er zal oppervlakkige afstroming optreden als de neerslagintensiteit verminderd met de interceptie-intensiteit groter is dan de maximale infiltratiesnelheid.

De noodzakelijke meteorologische gegevens (gemiddelde dagelijkse temperatuur, globalestraling en relatieve luchtvochtigheid) zijn afkomstig van het KNMI-station te De Bilt.

De onderrand van het bodemprofiel kan zowel ver- als onverzadigd zijn. De voorwaarden voor deze onderrandvoorwaarde zijn onderverdeeld naar deze twee hoofdgroepen. De eerste groep bevat vier mogelijkheden en de tweede groep drie. Alle mogelijkheden zijn schematisch in fig. 5 weergegeven.

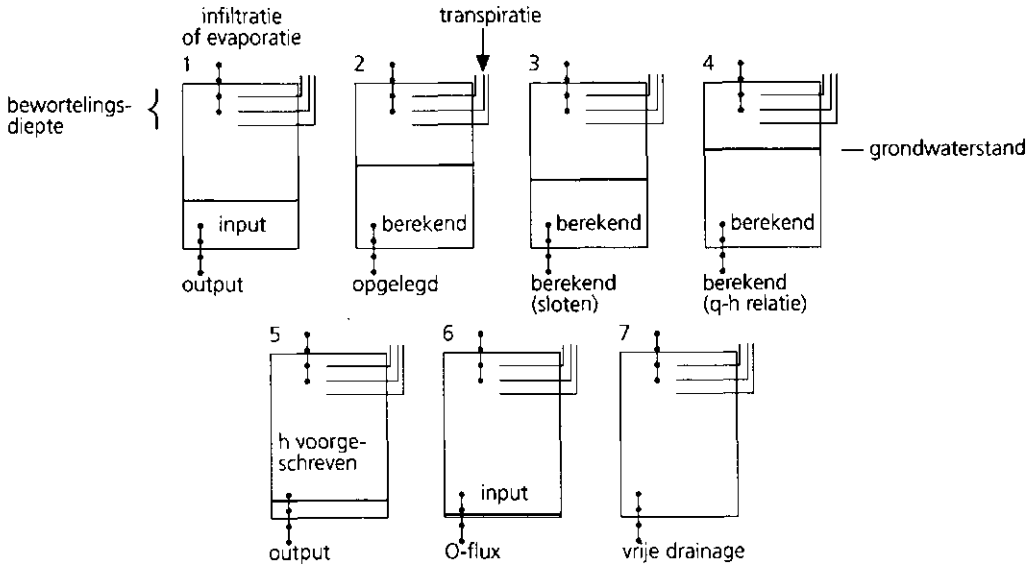


Fig. 5 Schematische weergave van mogelijke onderrandvoorwaarden in SWATRE

Het aantal mogelijke drainage-niveaus is afhankelijk van de aanwezigheid van slecht doorlatende lagen in het profiel waar schijngrondwaterspiegels kunnen optreden. Aan het begin van de simulatie wordt naar zo'n laag gezocht. Het criterium hiervoor is dat de verzadigde doorlatendheid van deze laag minder is dan 1/20 van de verzadigde doorlatendheid van de laag erboven. De laterale flux (drainage) wordt ook opgevat als een "sink" en toegevoegd aan de vergelijking waaruit de waterspanningsverdeling wordt opgelost. De drainageflux wordt wordt berekend volgens de Hooghoudt-vergelijking:

$$s = (8k_h d\Delta h + 4k\Delta h^2) / L^2 \qquad (7)$$

waarin:

s -drainageflux ($cm.d^{-1}$)

k_h -horizontale doorlatendheid(cm.d^{-1})
(= k_{sat} * introsopie-factor)
L -drainafstand(m)
d -equiv. dikte waterv. laag(m)

De equivalente dikte van de watervoerende laag wordt berekend met:

$$d = \pi L / 8\ln(L/u) \qquad (8)$$

hierin is:
u -natte omtrek (m)

Voor uiteenlopende situaties is door Elbers (1990b) de samenhang tussen waterspanning op een bepaald drainniveau en de drainafvoer gegeven.

Ook tot de randvoorwaarden kan de begintoestand in de bodem worden gerekend. Deze toestand betreft de vochtverdeling in de bodem en het niveau van de grondwaterspiegel(s).

2.2.2 Schematisering laagopbouw afvalstort

Het afvalstort is opgevat als een bodemprofiel dat uit verschillende grondsoorten (horizonten) is opgebouwd. Het model SWATRE staat hooguit vijf verschillende horizonten toe. In werkelijkheid komen meer horizonten voor, zodat enkele zijn samengevoegd en als een geheel behandeld:
- de bewortelings- en drainagelaag. De grotere doorlatendheid van de drainagelaag is in het model verdisconteerd via een equivalente geringere drainafstand;
- de steunlaag, afvallichaam en onderdrainagelaag. De doorlatendheid van deze lagen is weliswaar verschillend, maar heeft geen significante invloed op het verloop van het vochttransport. De flux door deze lagen wordt hoofdzakelijk bepaald door de infiltratiesnelheid in de bovenafdichting.

Het profiel is onderverdeeld in totaal 40 compartimenten waarvan de hoogte verschillend is (fig. 6). De hoogte van de compartimenten aan maaiveld en juist boven en onder de slecht doorlatende lagen is beperkt gehouden (1 tot 5 cm) om berekeningsfouten in respectievelijk de infiltratiesnelheid aan maaiveld en de infiltratiesnelheid door de afdichtingslaag te beperken (De Graaf, 1982).

Op 0,05 m boven de bovenafdichting is een drainagesysteem gesitueerd, evenals boven de onderafdichting. Voorts is een constante hoogte van de grondwaterspiegel in de oorspronkelijke bodem aangenomen (fig. 5, situatie 1).

Het drainagestelsel boven de bovenafdichting is ontworpen op een drainafvoer van 0,010 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$ bij een opbolling van de 0,30 m midden tussen de drainreeksen.

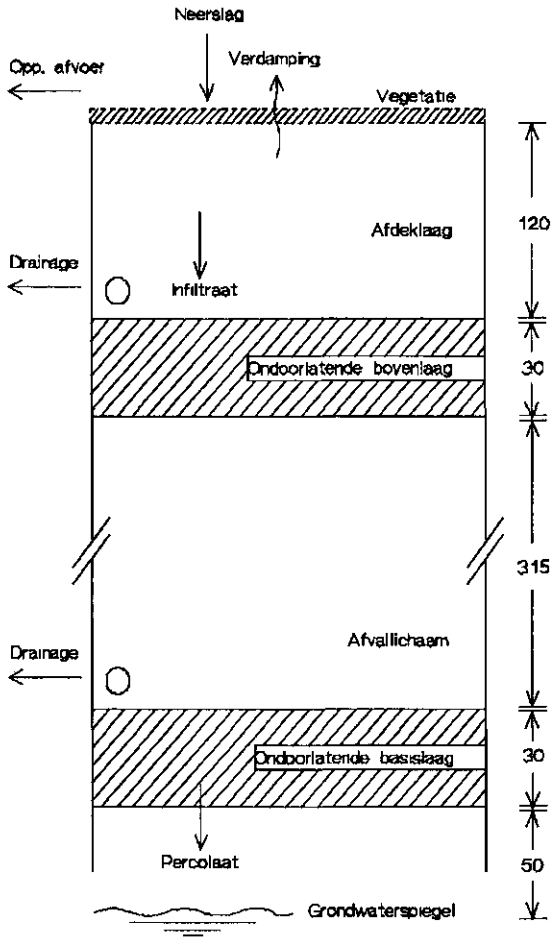


Fig. 6 Geschematiseerde laagopbouw van een afvalstort

2.2.3 Fysische eigenschappen van horizonten

Fysische eigenschappen die het vochttransport in de bodem bepalen, zijn respectievelijk de relaties tussen de waterspanning en (volume) vochtgehalte (zgn. pF-curve) en tussen de waterspanning en de (onverzadigde) doorlatendheid ("K-H relatie"). Deze eigenschappen hangen samen met de grondsoort en de dichtheid. Van de meest voorkomende grondsoorten zijn deze relaties bepaald en vastgelegd in de "Staringreeks" (Beuving, 1984, Wösten et al., 1986). In deze reeks zijn veld- en laboratorium gegevens gecombineerd tot "bouwstenen" voor boven- en ondergrond. Een "bouwsteen" representeert een horizont van een bepaalde grondsoort.

Voor de wortelzone is de horizont B1 uit de Staringreeks gekozen: een leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand. Het leempercentage ligt tussen 0 en 10% en het organische-stofgehalte tussen 0 en 15%. De verzadigde doorlatendheid is ongeveer 30 $cm.d^{-1}$ en de vochtbergingscapaciteit van een 1 m dikke laag is 175 mm. Deze eigenschappen komen overeen met de aanbevelingen van Hoeks en Agelink (1982). Van afdichtingslagen zijn geen pF-curven beschikbaar. Aangenomen is dat de fysische eigenschappen overeenkomen met die van zware klei (O13, Staringreeks).

Van gestort afval zijn de fysische eigenschappen niet bekend. Bepaling van de vocht- en doorlatendheidskarakteristiek van het afvallichaam is vrijwel onmogelijk. Gelet op het complex karakter van watertransport in gestort afval, lijkt het aannemelijk dat de doorlatendheid in het algemeen zeer groot is bij verzadiging en tot zeer lage waarden afneemt bij vochtgehaltes die iets geringer zijn dan bij veldcapaciteit. Dit gedrag komt overeen met dat van zeer grof zand, waarvoor de eigenschappen zijn bepaald door Boels (1973).

De stortplaats is gesitueerd op een ondergrond met een goede doorlatendheid (O5, Staringreeks).

De karakterisering van de verschillende horizonten in het profiel van een stortplaats is in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1 Opbouw van afvalberging op basis van "bouwstenen" uit de "Staringreeks" (naar Wösten et al., 1986 en Beuving, 1984)

Diepte (cm - mv.)	Bouwsteen	K_{sat} ($cm.d^{-1}$)	Leem (%)	Org.stof (%)	M50 (µm)	Dichtheid ($g.cm^{-3}$)
0-120	B1	31,9	0-10	0- 15	105- 120	1,4-1,6
120-150	O13[1)]	0,001		50-100	0- 3	1,0-1,4
150-465	[2)]	1014				
465-495	O13[1)]	0,001		50-100	0- 3	1,0-1,4
>495	O5	220,0		0- 3	210-2000	1,5-1,7

[1)]K-waarden zijn gereduceerd tot het veronderstelde ontwerpcriterium van k_s = 0,001 cm/d^{-1}
[2)]Bodemkarakteristiek afgeleid van die voor grof Veluwe-zand

2.2.4 Berekende infiltratie door bovenafdichtingen

De infiltratie door de bovenafdichting is alleen berekend, omdat deze de maximale hoeveelheid is die ook in het grondwater terecht kan komen. De grondwaterspiegel in de oorspronkelijke bodem ligt op 0,50 m onder het oorspronkelijk maaiveld en fluctueert niet. De meteorologische gegevens van 1990 zijn gebruikt. In fig. 7 zijn voor dit jaar de totale neerslag en het neerslagoverschot (neerslag verminderd met de potentiële evapotranspiratie) weergegeven. In dit jaar valt gedurende acht maanden meer regen dan potentiëel kan verdampen. In de maanden met een positief neerslagoverschot voert de drainage in de eindafdekking water af. Gedurende die periode kan ook infiltratie door de bovenafdichting optreden.

De bovenafdichting heeft een verzadigde doorlatendheid en een dikte (0,25 m) waar doorheen jaarlijks volgens de ontwerp-condities 16 mm infiltreert. In fig. 8 is het verloop weergegeven van de infiltratie door de bovenafdichting als de weersgesteldheid elk jaar gelijk zou zijn aan die in 1990. Gedurende het jaar fluctueert de waterstand boven de afdichtingslaag waardoor ook de infiltratie fluctueert. De jaarlijkse werkelijke infiltratie is 7 mm. Uit deze figuur blijkt dat in perioden met een neerslagoverschot (februari,

maart, april) de infiltatie oploopt tot 13 mm per jaar terwijl deze afneemt in de maanden met een neerslagtekort tot 3 mm per jaar.

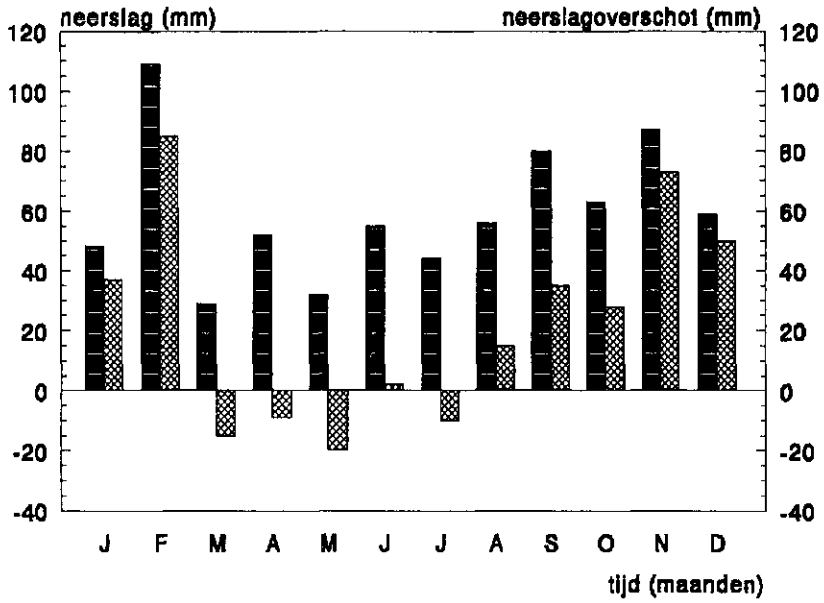


Fig. 7 Neerslag en neerslagoverschot van het klimatologisch kalenderjaar 1990 op grond van modelberekeningen in SWATRE

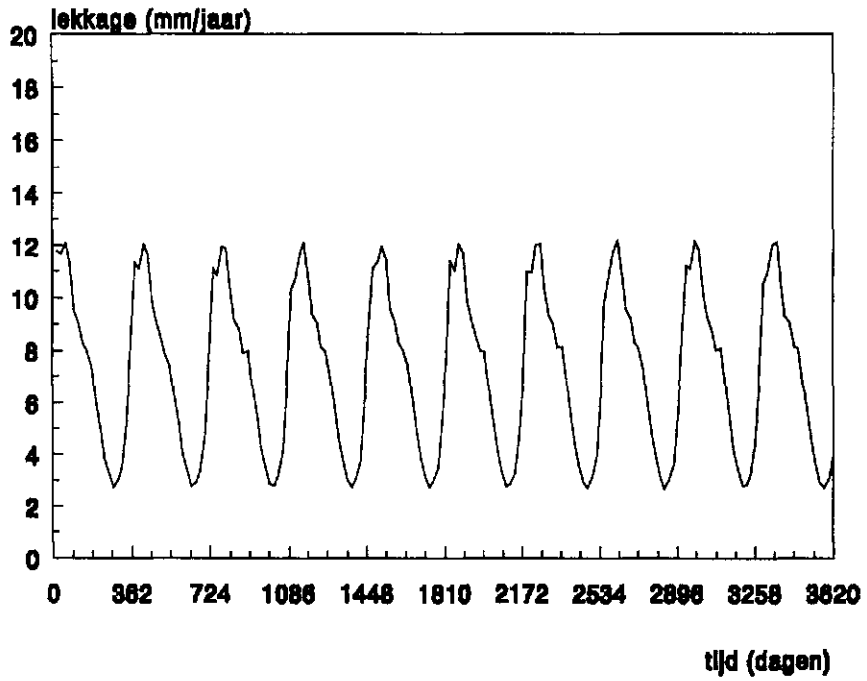


Fig. 8 Verloop van de infiltratie door de bovenafdichting (in mm.j^{-1}) berekend met SWATRE voor een continue klimatologisch gesteldheid als in 1990

Eenzelfde berekening is uitgevoerd voor de jaren 1981 tot en met 1990 maar nu voor

de werkelijke klimatologische situatie. Het berekend verloop van de infiltratie en de hoogte van de grondwaterspiegel zijn in fig. 9 weergegeven.

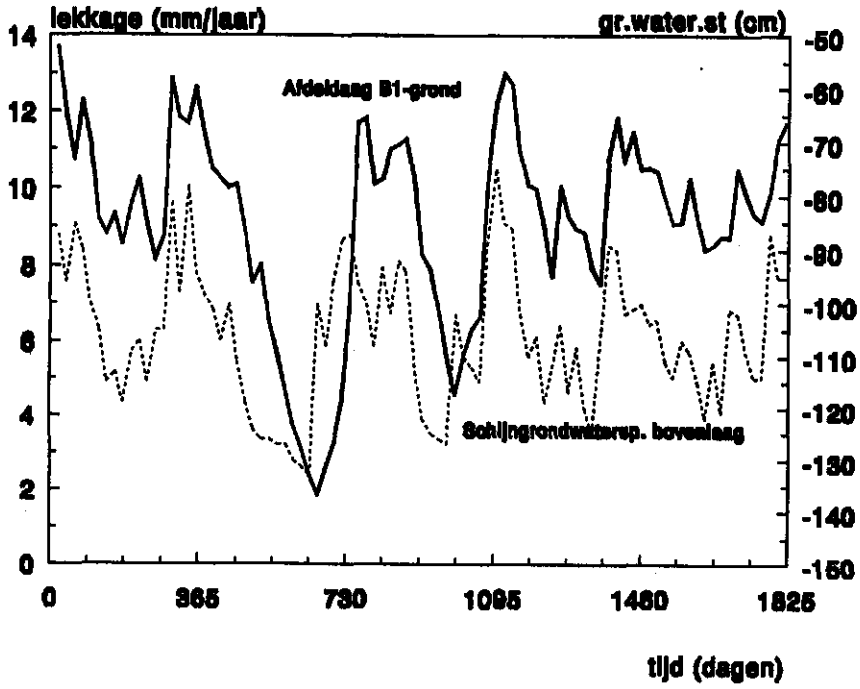


Fig. 9 Verloop van grondwaterniveau en infiltratie door bovenafdichting gedurende 1981 t/m 1990 berekend met SWATRE

Uit deze figuur blijkt, dat de grondwaterspiegel gedurende de eerste drie kwartalen in het tweede jaar (dag 365-730) voortdurend daalt en weer stijgt in het laatste kwartaal. De infiltratie verloopt meer dan evenredig met de grondwaterspiegel, waardoor vocht aan de afdichtingslaag kan zijn onttrokken. In het tweede kwartaal stijgt de grondwaterspiegel meer dan everedig met de infiltratiesnelheid wat kan duiden op herbevochtiging van de afdeklaag. De gemiddelde infiltratie door de bovenafdichting bedraagt 8-9 $mm.j^{-1}$. Aansluitend is de doorlatendheid van de afdichtingslaag in het model veranderd en is de te verwachten infiltratie in de periode 1981-1990 berekend. Een samenvatting van de resultaten is in tabel 2 weergegeven.

Tabel 2 Verwachte infiltratie door de bovenafdichting in relatie tot de doorlatendheid en ontwerp-eis berekend met SWATRE

Ontwerp laagdikte	Doorlatendheid	Infiltratie	
		volgens ontwerp	berekend
(m)	($m.s^{-1}$)	($mm.j^{-1}$)	($mm.j^{-1}$)
0,25	$1,2\ 10^{-11}$	1,24	5,0
0,25	$1,5\ 10^{-10}$	16,0	8,0
0,25	$1,2\ 10^{-9}$	125	70
0,25	$2,3\ 10^{-9}$	250	105

Uit tabel 2 blijkt zelfs met een extreem lage doorlatendheid van de afdichtingslaag de infiltratie toch nog 5 mm per jaar is. De oorzaak is waarschijnlijk dat bij geringe fluxen de onderdruk onder de afdichtingslaag toeneemt, waardoor de gradiënt groter wordt. Ook speelt een rol dat in het model de drains op 0,05 m boven de afdichtingslaag zijn gelegd, waardoor een laag verzadigde grond van deze dikte de infiltratie in stand kan houden. Deze situatie kan ook in de praktijk worden verwacht, omdat de afdichtingslaag niet absoluut vlak is afgewerkt. Verschillen van enkele centimeters zijn inherent aan de techniek van uitvoeren.

In de steun- en afvallaag direct onder de afdichtingslaag stelt zich op de langere termijn een waterspanningsgradiënt in van ca. 1 in. Dat betekent, dat in die laag de onverzadigde doorlatendheid getalsmatig vrijwel gelijk is aan de infiltratieflux door de afdichtingslaag. Verder is de realtie tussen drainagewaterafvoer en hoogte van de waterspiegel boven de afdichtende laag vrijwel rechtlijnig. De te verwachten infiltratie door een afdichtingslaag op een bepaalde steunlaag kan nu worden berekend volgens:

$$I = Q - a*H = K_{u,s} = K_a * \{(H-p)/D + 1\} \qquad (9)$$

Hierin is:

I	-infiltratieflux door afdichtingslaag	$(m.d^{-1})$
Q	-neerslagoverschot	$(m.d^{-1})$
a	-drainage intensiteit	(d)
H	-gem. stijgh. boven afd. laag	(m)
$K_{u,s}$	-onverzadigde doorlatendheid in steunlaag	$(m.d^{-1})$
K_a	-verzadigde doorlatendheid afd. laag	$(m.d^{-1})$
p	-waterspanning onder de afdichtingslaag	(m)
D	-dikte afdichtende laag	(m)

De onverzadigde doorlatendheid in de steunlaag kan met een exponentiële functie worden beschreven:

$$K_{u,s} = K_{0,s}\, e^{b.p} \qquad (10)$$

Hierin is:

$K_{0,s}$	-de verzadigde doorlatendheid van de steunlaag	$(m.d^{-1})$
b	-constante, hangt samen met de aard materiaal	(m^{-1})

Substititie van vgl. 10 in 9 en eliminatie van H uit vgl. 9 levert een vergelijking, waaruit de minimaal vereiste doorlatendheid van de afdichtingslaag kan worden berekend, afhankelijk van de dikte van deze laag, de eigenschappen van de steunlaag, het verwacht neerslagoverschot en de maximaal toelaatbare infiltratieflux door de afdichtingslaag.

$$K_a = \{I * D\}/\{(Q - I)/a + D - (1/b)*Ln(I/K_{0,s})\} \qquad (11)$$

Enkele karakteristieken voor verschillende materialen zijn in tabel 3 gegeven.

Tabel 3 Constanten uit exponentiële functie voor onverzadigde doorlatendheid

Grondsoort	$K_{0,s}$ ($m.d^{-1}$)	b (m^{-1})
Grof zand	10,0	0,003
Fijn zand	5,0	0,001
Zavel	0,03	0,00035

Met behulp van vgl. 11 is de vereiste doorlatendheid berekend van een bovenafdichtingslaag bij een gegeven maximale infiltratie (tabel 4).

Tabel 4 Vereiste doorlatendheid (10^{-10} $m.s^{-1}$) van bovenafdichting in relatie de grondsoort in de steunlaag tot de dikte van de afdichtingslaag bij een maximale toegestane infiltratie*

Maximale Infiltratie (mm/200d)	Grofzand, laagdikte (m)			Fijn zand, laagdikte (m)			Zavel (steunlaag), laagdikte (afdichting)(m)		
	0,25	0,30	0,50	0,25	0,30	0,50	0,25	0,30	0,50
1	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1	0,2	0,05	0,06	0,1
5	1,0	1,1	1,4	0,5	0,6	0,9	0,3	0,4	0,6
10	2,0	2,3	3,0	1,1	1,3	1,9	0,7	0,8	1,2
15	3,1	3,5	4,6	1,7	2,0	2,9	1,1	1,3	1,9
20	4,2	4,7	6,2	2,4	2,7	3,9	1,5	1,8	2,7

Uit tabel 4 blijkt dat de aard van de steunlaag van grote invloed is op de vereiste doorlatendheid van de afdichtingslaag. Naarmate deze onderlaag een betere onverzadigde doorlatendheid heeft, neemt de gradiënt over de afdichtingslaag toe en moet de doorlatendheid van deze laag evenredig geringer zijn om de toegestane infiltratie niet te overschrijden.

Omgekeerd geldt dat wanneer een bepaalde bovenafdichting is ontworpen volgens de huidige richtlijnen, de werkelijke infiltratie kan afwijken van de infiltratie waarop het ontwerp is gebaseerd. Tabel 5 geeft de samenhang tussen de infiltratiesnelheid die bij het ontwerp is gebruikt en de werkelijke infiltratie die zal optreden.

Tabel 5 Werkelijke infiltratie door bovenafdichting van 0,25 m dikte in samenhang met de samenstelling van de steunlaag en de ontwerp-infiltratie ($mm.j^{-1}$)

Ontwerp infiltratie-	Steunlaag		
	grof zand	fijn zand	zavel
10	6	10	16
15	8	15	23
20	6	20	30

Uit tabel 5 blijkt dat als een bovenafdichting is ontworpen volgens het ontwerpcriterim en het materiaal in de steunlaag een grove textuur bezit, de werkelijke infiltratie ca. 50% is van de ontwerpinfiltratie. Naarmate het materiaal van de steunlaag een fijnere textuur heeft, wordt de werkelijke infiltratie door de bovenafdichting gelijk of zelfs groter dan de (toegestane) ontwerpinfiltratie.

3 VERSPREIDING VAN STOFFEN VANUIT AFVAL- EN RESTSTOFBERGINGEN

3.1 Probleemdefinitie

Onder verspreiding van stoffen wordt de verplaatsing verstaan van stoffen uit afval in een bepaald milieucompartiment. Sommige stoffen zijn in water opgelost, andere worden in de lucht aangetroffen. In dit rapport wordt alleen aandacht besteed aan verspreiding van opgeloste stoffen in de bodem. Na een bepaalde verblijftijd (enkele tientallen jaren tot meer eeuwen) komen deze stoffen via de ontwateringsmiddelen (sloten, drainagesystemen) in de afwateringsmiddelen (sloten, tochten, kanalen, beken, rivieren) terecht, die ze afvoeren naar de zee. De concentratie van de stoffen neemt als gevolg van verdunning en diffuus transport steeds verder af. De concentratie waarin een opgeloste stof in het oppervlaktewater terecht komt hangt af van de concentratie waarmee het in de bodem terecht kwam, de verblijftijd in de bodem en de menging met (schoon) grondwater. De verblijftijd wordt bepaald door de lokale geohydrologische omstandigheden en de ontwateringstoestand.

Er worden drie transportmechanismen onderscheiden:
- advectie, transport van opgeloste stof in stromend water;
  De stroming wordt opgevat als een laminaire stroming door een medium. De stromingsrichting is ook op detailschaal loodrecht op de richting van de equipotentiaallijnen. Advectief transport is uitsluitend afhankelijk van de stroomsnelheid. (Advectie duidt op stoftransport in een bepaalde ruimte waar de totale hoeveelheid stoffen niet gelijk behoeft te blijven in tegenstelling tot convectie, waar dit wel het geval is).
- dispersie, verspreiding, gesuperponeerd op advectie als gevolg van niet-uniforme stroomsnelheid en -richting. Dispersie is een functie (afhankelijk) van de stroomsnelheid. Dispersie wordt gebruikt als een hypothetische diffusie en dient als restterm voor de verklaring van verspreidingspatronen die op grond van veronderstelde bodemhomogeniteit en moleculaire diffusie niet verklaard kunnen worden;
- (moleculaire) diffusie, verspreiding uitsluitend onder invloed van concentratieverschillen in de richting van afnemende concentraties. Deze vorm van verspreiding wordt gesuperponeerd op de eerst twee. Als gevolg van diffusie kan ook transport van opgeloste stoffen optreden in tegenovergestelde richting van de waterstroming.

De snelheid van stoffentransport wordt niet alleen bepaald door deze drie transportmechanismen maar ook door de interactie tussen de opgeloste stoffen en de bodem. Adsorptie en desorptie vertragen de verplaatsingssnelheid: neerslag van een stof door chemische reacties of biologisch afbraak verminderen de concentratie. In dit rapport wordt uitgegaan van conservatieve stoffen (niet afbreekbaar, geen neerslag).

De emissie (transport van stoffen uit afval naar de bodem) wordt bepaald door de aard en kwaliteit van bodembeschermende voorzieningen, de kwaliteit van het drainagesysteem en de (geo)hydrologische gesteldheid. In dit hoofdstuk wordt de kwaliteit van de bodembeschermende voorzieningen gerepresenteerd door een (variabele) emissie naar de bodem.

Het probleem van verspreiding van stoffen is derhalve ingeperkt tot:
- alleen verspreiding in de bodem;
- opgeloste conservatieve stoffen;
- verschillende geohydrologische omstandigheden;
- verschillende fluxen vanuit de afval- en reststofberging.

3.2 Schematisering geohydrologische situatie

Het stortterrein is gesitueerd in een gebied waar benedenstrooms van het terrein, gezien in een horizontaal vlak, stroomlijnen evenwijdig lopen. In verticale richting kunnen de stroomlijnen divergeren, convergeren of evenwijdig lopen. Onder deze veronderstelling kan verspreiding van stoffen worden opgevat als een tweedimensionaal probleem. In de omgeving van de afvalberging wordt geen grondwater onttrokken.

De bodemopbouw is geschematiseerd tot boven elkaar liggende lagen:
- een afdekkende laag;
  In deze laag is de stromingsrichting overwegend verticaal. In West-Nederland bestaat deze laag vaak uit elkaar afwisselende laagjes van klei, (sloefig) zand en veen (ontbreekt soms). In bepaalde zandgebieden ontbreekt een afdekkend pakket.
- het eerste watervoerend pakket;
  Dit pakket bestaat vaak uit een holocene afzetting van grof tot fijn zand. Soms komen hierin fragmentarisch dunne kleihoudende lagen voor. De stroomrichting is hierin overwegen horizontaal.
- een scheidingslaag;
  Dit is een laag die uit slechtdoorlatend materiaal bestaat, niet uniform is en waarin de stromingsrichting overwegend verticaal is.
- het tweede watervoerend pakket;
  Deze bestaat uit fijn- tot grofzandig materiaal met grote doorlatendheden. De stromingsrichting is overwegend horizontaal. Gelet op de lokale schaal waarop verspreiding van stoffen wordt bestudeerd, wordt dit pakket als onderrand van de scheidingslaag opgevat en wordt verspreiding van stoffen hierin niet berekend.

De afvalberging staat in contact met het eerste watervoerend pakket eventueel via de afdeklaag. De toestroming uit het bovenstroomsgebied in het eerste watervoerend pakket is bekend, evenals de toestand langs maaiveld (bekende tijds-afhankelijke flux of waterspanning) en onder de weerstandslaag (bekende waterspanning). De fluxen of waterspanningen langs het maaiveld zijn gemiddelden gedurende bepaalde perioden. In het verzadigd systeem treedt geen bergingsverandering op als de waterspanning verandert. De niet-stationaire stroming wordt opgevat als een reeks elkaar opvolgende stationaire toestanden (quasi niet-stationair). Benedenstrooms van de afvalberging is op ruime afstand een ontwateringsbasis aangenomen (fig. 10).

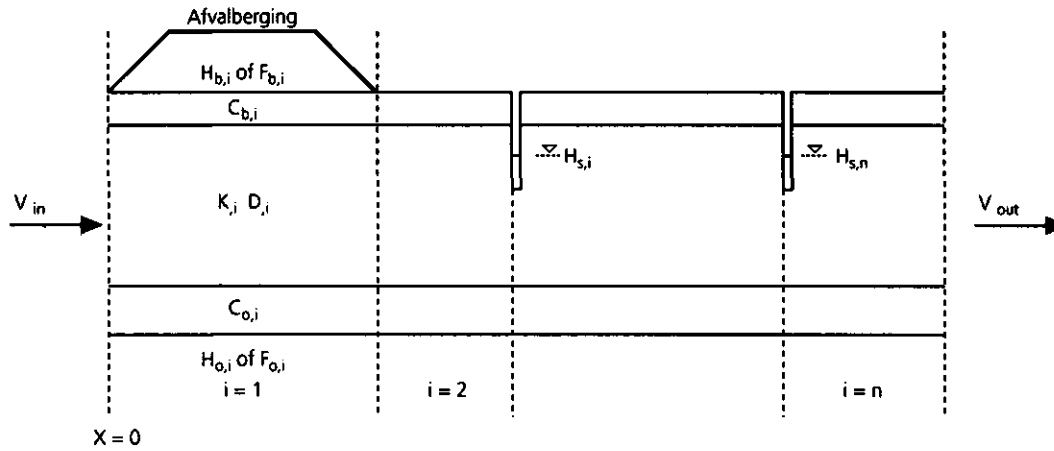


Fig. 10 Definitieschets van hydrologische schematisering

3.3 Schematisering verspreiding van stoffen

Stoffen uit de afvalberging worden meegevoerd langs bepaalde stroombanen of -lijnen (advectief transport). De concentratie van opgeloste stoffen is meestal zo gering dat daardoor de dichtheid van de vloeistof nauwelijks wordt beïnvloed en geen rekening behoeft te worden gehouden met dichtheidsstroming. Verspreiding wordt versterkt door dispersie en diffusie in de richting van de stroming (longitudinale dispersie en diffusie) en loodrecht hierop (transversale dispersie en diffusie). Omdat de randcondities in de tijd variëren volgt een bepaald deeltje een grillig pad.

De werkwijze bij de berekening van verspreiding van stoffen verloopt in enkele stappen. In de eerste stap worden de coördinaten berekend van stroomlijnen waarvan de beginpunten liggen in de stortzool en het maaiveld in het aangrenzend gebied. Vervolgens wordt de verblijftijd-verdeling van een deeltje langs de stroomlijn bepaald. Door punten op verschillende stroomlijnen met gelijke verblijftijden te verbinden (isochronen), ontstaat een netwerk van stroomlijnen en isochronen. Dit netwerk verdeelt de stromingsruimte in compartimenten van bepaalde afmetingen. De verspreiding van stoffen in de bodem wordt opgevat als het transport van stoffen door de compartimenten langs en loodrecht op de stroomlijnen. Hierbij worden alle transportvormen betrokken.

Op basis van de verdeling van de concentratie van opgeloste stoffen in de bodem op een zeker tijdstip, kan het verspreidingspatroon en de verspreidingsomvang worden bepaald. Het verloop van de concentratie in een zeker punt is de zogenaamde doorbraak-curve.

3.3.1 De stromingsvergelijking

Er is uitgegaan van de zogenaamde Dupuit-aanname, wat wil zeggen dat de stromingsrichting in een watervoerend pakket horizontaal is. Aan de bovenzijde van dit pakket kan voeding plaats vinden waarvan de grootte gedefinieerd is (gegeven of bekende flux als randvoorwaarde) of waarvan de grootte lokaal wordt bepaald door een verticale stroming door een weerstandslaag tengevolge van verschil in waterspanning ter weerszijden van deze laag (potentiaalstroming). Dit laatste doet zich voor als er een afdekkend pakket aanwezig is, waarin aan de bovenzijde een bekende waterspanning heerst (randvoorwaarde). Via een scheidingslaag (weerstandslaag) tussen het eerste en tweede watervoerend pakket stroomt water naar het tweede watervoerend pakket of in omgekeerde richting. Het eerste watervoerend pakket is opgedeeld in een aantal compartimenten waar bepaalde randvoorwaarden gelden. Op de overgang van elk compartiment kan in principe een ontwateringsmiddel aanwezig zijn die is gekarakteriseerd door een bepaald waterpeil en eventueel ook nog door een radiale stromingsweerstand. Aan de bovenstroomse kant geldt een toestroming. Uiteraard kan deze ook ontbreken. Op de meest benedenstroomse grens van het onderzocht gebied heerst een bepaalde waterspanning, of is een ontwateringsmiddel gedefinieerd of is een bepaalde flux voorgeschreven. In het laatste geval moet langs minstens één rand een waterspanning zijn voorgeschreven, omdat anders het probleem onbepaald is.

In elke willekeurige verticale doorsnede door het eerste watervoerend pakket geldt de massa vergelijking:

$$\frac{\delta q}{\delta x} - F_b - F_0 = 0 \qquad (12)$$

Hierin is:

q	-debiet in eerste watervoerend pakket	$(m^2.d^{-1})$
F_b	-instromende flux van boven	$(m.d^{-1})$
F_o	-instromende flux van onderen	$(m.d^{-1})$
h	-waterspanning (stijgh. 1^e waterv. pakk.)	(m)
K_i	-doorlatendheid 1^e waterv. pakk.	$(m.d^{-1})$
D_i	-dikte 1^e waterv. pakk.	(m)

Verder geldt de stromingsvergelijking:

$$q(x) = -K_i D_i \frac{\delta h}{\delta x} \qquad (13)$$

Als de instromende fluxen niet bekend zijn, worden ze berekend uit de volgende vergelijkingen:

$$F_0 = \frac{H_{0,i} - h(x)}{C_{0,i}} \qquad (14a)$$

en

$$F_b = \frac{H_{b,i} - h(x)}{C_{b,i}} \tag{14b}$$

Hierin is:

$H_{o,i}$	-waterspanning 2e waterv. pakk.	(m)
$C_{o,i}$	-weerstand scheidende laag	(d)
$H_{b,i}$	-waterspanning afdekkende laag	m)
$C_{b,i}$	-weerstand afdekkend pakket	(d)
i	-nummer van compartiment	(-)

Voor de voedingsfluxen wordt nu een algemene expressie gebruikt:

$$F_{0,i} = \varepsilon_{0,i}F_{s,i} + (1 - \varepsilon_{0,i}) \frac{H_{0,i} - h(x)}{C_{0,i}} \tag{15a}$$

$$F_{b,i} = \varepsilon_{b,i}F_{u,i} + (1 - \varepsilon_{b,i}) \frac{H_{b,i} - h(x)}{C_{b,i}} \tag{16}$$

De $e_{o,i}$ en $e_{b,i}$ zijn keuzevariabelen. Als ze de waarde 0 aannemen is de betreffende randvoorwaarde een potentiaal terwijl bij een waarde 1 de randvoorwaarde een opgelegde flux is.

Uitwerking en substitutie levert de algemene differentiaalvergelijking op voor elke willekeurige compartiment, i:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + a_{1,i}h + a_{2,i} = 0 \tag{17a}$$

hierin is:

$$a_{1,i} = - \frac{1 - \varepsilon_{0,i}}{K_i D_i C_{0,i}} - \frac{1 - \varepsilon_{b,i}}{K_i D_i C_{b,i}} \tag{17b}$$

$$a_{2,i} = \frac{1 - \varepsilon_{0,i}}{K_i D_i C_{0,i}} H_{0,i} + \frac{1 - \varepsilon_{b,i}}{K_i D_i C_{b,i}} H_{b,i} + \frac{\varepsilon_{0,i}F_{s,i}}{K_i D_i} + \frac{\varepsilon_{b,i}F_{u,i}}{K_i D_i} \tag{18}$$

De algemene oplossing van de (niet-homogene) differentiaal vergelijking luidt (Boels, 1991):

$$h_i(x) = \lambda_{i,1}e^{\alpha_i x} + \lambda_{i,2}e^{-\alpha_i x} - \frac{a_{2,i}}{a_{1,i}} \tag{19}$$

$$\alpha_i = \sqrt{-a_{1,i}} \tag{20a}$$

Hierin zijn $L_{i,1}$ en $L_{i,2}$ integratieconstanten die voor gegeven randvoorwaarden kunnen worden opgelost. Afhankelijk van de aard van de randvoorwaarde wordt een vergelijking verkregen voor de oplossing van alle integratieconstanten in alle compartimenten. Er wordt onderscheiden:

I -randconditie in x = 0
II -randcondities langs de boven en onderranden
III -randcondities op overgangen van compartimenten
IV -randcondities in het meest benedenstrooms compartiment

I -randconditie in x = 0

Hier geldt een gegeven flux (V_{in}) in het eerste watervoerend pakket. Dit levert de eerste vergelijking:

$$\lambda_{1,1} - \lambda_{1,2} = - \frac{V_{in}}{\alpha_1 K_1} \tag{20b}$$

II -randcondities langs de boven en onderranden

Hiervoor dient te worden aangegeven of een flux, dan wel een potentieel als randvoorwaarde geldt.

III -randcondities op overgangen van compartimenten

In het grensvlak komen geen potentiaalsprongen voor. Noemen we X_g de positie van een bepaalde grensvlak dan geldt:

$$h_i(X_g) = h_{i+1}(X_g) \tag{20c}$$

Vindt er tevens afvoer plaats naar een ontwateringsmiddel met daarin een waterpeil op niveau $H_{s,i}$ en met een radiale stromingsweerstand T_i, dan geldt ook nog:

$$q_i(X_g) = q_{i+1}(X_g) + \frac{h_i(X_g) - H_{s,i}}{\tau_i} \tag{20d}$$

Uitgewerkt leveren deze voorwaarden de vergelijkingen:

$$e^{\alpha_i X_g}\lambda_{i,1} + e^{-\alpha_i X_g}\lambda_{i,2} - e^{\alpha_{i+1} X_g}\lambda_{i+1,1} - e^{-\alpha_{i+1} X_g}\lambda_{i+1,2} = \frac{a_{2,i}}{a_{1,i}} - \frac{a_{2,i+1}}{a_{1,i+1}} \tag{21a}$$

en

$$-e^{\alpha_i X_s}(\alpha_i K_i D_i + \frac{1}{\tau_i})\lambda_{i,1} + e^{-\alpha_i X_s}(\alpha_i K_i D_i - \frac{1}{\tau_i})\lambda_{i,2} +$$
$$\alpha_{i+1} K_{i+1} D_{i+1}(e^{\alpha_{i+1} X_s} - e^{-\alpha_{i+1} X_s}) = -\frac{H_{s,i}}{\tau_i} \tag{21b}$$

Ontbreekt een ontwateringsmiddel dan wordt dit in de vergelijkingen behandeld alsof de radiale stromingsweerstand oneindig groot is. De termen waar deze weerstand in de noemer staan worden dan automatisch nagenoeg nul.

IV -randcondities in het meest benedenstrooms compartiment

Hier kunnen enkele condities worden onderscheiden. De waterspanning (stijghoogte) is bekend (H_e):

$$e^{\alpha_i X_e}\lambda_{i,1} + e^{-\alpha_i X_e}\lambda_{i,2} = H_e + \frac{a_{2,i}}{a_{1,i}} \tag{21c}$$

Of de flux (V_{out}) is bekend:

$$e^{\alpha_i X_e}\lambda_{i,1} - e^{-\alpha_i X_e}\lambda_{i,2} = -\frac{V_{out}}{\alpha_i K_i} \tag{22}$$

of er vindt een volledige ontwatering plaats naar een sloot:

$$-e^{\alpha_i X_e}(\alpha_i K_i D_i + \frac{1}{\tau_i})\lambda_{i,1} + e^{-\alpha_i X_e}(\alpha_i K_i D_i - \frac{1}{\tau_i})\lambda_{i,2} = -\frac{H_{s,i}}{\tau_i} \tag{23}$$

In deze studie is uitgegaan van een systeem en randvoorwaarden die als volgt zijn gekarakteriseerd:
- twee compartimenten, het stortterrein ligt in het eerste compartiment;
- een bekende toestroming (V_{in});
- een gegeven, maar in de tijd variabele flux langs het maaiveld in het gebied benedenstrooms van de afvalberging (F_r);
- een constante emissieflux vanuit de afvalberging (F_s);
- een gegeven waterspanning in het meest stroomafwaarts gelegen grensvlak van het tweede compartiment (H_s);
- een constante waterspanning onder de scheidingslaag, die gelijk is in beide compartimenten (H_o);
- een weerstand van de scheidingslaag die gelijk is in beide compartimenten.

De afvalberging ligt in het traject waarvoor geldt $0 < x < S$. De x-coördinaat van de overgang tussen afvalberging aangrenzend maaiveld is aangeduid met x=S. Het meest stroomafwaarts gelegen grensvlak ligt in x=E. In dit geval geldt verder $e_{o,i} = 0$ en $e_{b,i} = 1$.
Het stelsel vergelijkingen waaruit de integratieconstanten wordt opgelost, luidt nu:

$$\begin{pmatrix} 1 & -1 & 0 & 0 \\ e^{\alpha S} & e^{-\alpha S} & -e^{\alpha S} & -e^{-\alpha S} \\ e^{\alpha S} & e^{-\alpha S} & -e^{\alpha S} & e^{-\alpha S} \\ 0 & 0 & e^{\alpha E} & e^{-\alpha E} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \lambda_{1,1} \\ \lambda_{1,2} \\ \lambda_{2,1} \\ \lambda_{2,2} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -\frac{V_{in}}{\alpha K} \\ (F_r - F_s)C \\ 0 \\ H_s - F_r C - H_0 \end{pmatrix} \tag{24}$$

3.3.2 Bepaling verblijftijd

In het algemeen geldt bij de Dupuit-aannamen voor de stroming dat de reistijd tussen twee opeenvolgende grensvlakken in respectievelijk x_1 en x_2 kan worden berekend volgens Ernst (1972) en Hoeks (1981):

$$t_2 - t_1 = \int_{x_1}^{x_2} \frac{\mu}{v_x} \, \delta x \tag{25}$$

met:

μ	-porositeit aquifer	(-)
v_x	-"Darcy"- stroomsnelheid in x	($m.d^{-1}$)
$t_{1,2}$	-tijdstip	(d)

Uit het voorgaande geldt dus:

$$t_2 - t_1 = -\frac{\mu}{\alpha K} \int \frac{1}{\lambda_{i,1} e^{\alpha x} - \lambda_{i,2} e^{-\alpha x}} \, \delta x \tag{26a}$$

Deze vergelijking kan worden opgelost met:

$$P^2 = \frac{\lambda_{i,1}}{\lambda_{i,2}} \; ; \; P' = |P^2|^{\frac{1}{2}} \quad \text{en} \quad y = P' e^{\alpha x} \tag{26b}$$

Voorts definiëren we:

$$a_1 = \begin{cases} -\dfrac{\mu}{\alpha^2 K \lambda_{i,2} P'} & ; \; P^2 > 0 \\[2ex] \dfrac{\mu}{\alpha^2 K \lambda_{i,2} P'} & ; \; P^2 < 0 \end{cases} \tag{26c}$$

en

$$a_2 = \begin{cases} -1 & ; \quad P^2 \geq 0 \\ 1 & ; \quad P^2 < 0 \end{cases} \tag{26d}$$

De reistijd kan na substitutie worden opgelost uit:

$$t_2 - t_1 = a_1 \int \frac{1}{y^2 + a_2} \, \delta y \tag{27}$$

De oplossing hangt af van waarde van a_2:

<u>oplossing 1 $a_2 = -1$</u>

$$t_1 - t_2 = \frac{1}{2} a_1 \mathrm{Ln} \left[\frac{P' e^{\alpha X_2} - 1}{P' e^{\alpha X_2} + 1} \cdot \frac{P' e^{\alpha X_1} + 1}{P' e^{\alpha X_1} - 1} \right] \quad ; \quad P^2 > 0 \tag{28a}$$

<u>oplossing 2 $a_2 = 1$</u>

$$t_2 - t_1 = a_1 [\mathrm{arctg}(P' e^{\alpha X_2}) - \mathrm{arctg}(P' e^{\alpha X_1})] \quad ; \quad P^2 < 0 \tag{28b}$$

3.3.3 Bepaling x-coördinaat stroomlijn

Het beginpunt van een willekeurige stroomlijn ligt in het punt (X_1, Y_1) op tijdstip t_1. De x-coördinaat op tijdstip t_2 wordt afgeleid uit de vergelijking voor de reistijd tussen twee punten. In dit geval staat het tijdstip vast, zodat de bijbehorende coördinaat moet worden gevonden. Hierbij zijn twee gevallen onderscheiden:

geval 1, $P^2 > 0$,

In dit geval wordt uitgegaan van vgl. 28a. We definiëren vervolgens:

$$z = e^{\alpha X_2} \quad ; \quad A_1 = e^{\frac{2(t_2 - t_1)}{\alpha}} \quad ; \quad A_2 = \frac{e^{\alpha X_1} + 1}{e^{-\alpha X_1} - 1} \tag{29}$$

Substitutie hiervan in vgl. 28a levert na uitwerking:

$$\frac{Z - 1}{Z + 1} = \frac{A_1}{A_2} \tag{30}$$

en dus is:

$$X(t_2) = \frac{1}{\alpha} \mathrm{Ln}[\frac{A_1 + A_2}{P'(A_2 - A_1)}] \quad ; \quad X(t_2) > X_1 > S \quad \text{of} \qquad (31)$$

$$S > X(t_2) > X_1$$

Indien echter $X(t_2) > S$ en $X_1 < S$ dan wordt eerst de reistijd bepaald tussen X_1 en S. De aankomsttijd in S wordt gelijk gesteld aan t_1 en wordt met vgl. 3 de x-coördinaat bepaald op tijdstip t_2.

geval 2, $P^2 < 0$,

In dit geval wordt uitgegaan van vgl. 28b. We definiëren vervolgens:

$$\mathrm{arctg}(z) = \frac{t_2 - t_1}{a_1} + \mathrm{arctg}(P' e^{\alpha X_1}) = A_3 \qquad (32)$$

en dus is:

$$X(t_2) = \frac{1}{\alpha} \mathrm{Ln}[\frac{\mathrm{tg}(A_3)}{P'}] \qquad (33)$$

Het geval waarin $X(t_2) > S$ en $X_1 < S$, wordt op de zelfde wijze behandeld als geval 1.

3.3.4 Bepaling y-coördinaat stroomlijn

Voor de bepaling van de y-coördinaat wordt weer uitgegaan van de Dupuit-aannamen. Bij een dikte van het watervoerend pakket, D, een startpunt van de stroomlijn in (X_1,Y_1) en een inkomende debiet op $X_1 < x < X_2$ ter grootte van Q_b, wordt de y-coördinaat in het punt (X_2,Y_2) berekend op basis van debietverhoudingen:

$$Y_2 = \frac{Q_1}{Q_2} Y_1 + \frac{Q_b}{Q_2} D \qquad (34)$$

De in-(of uit-)stromend debiet door de bovenrand wordt berekend met:

$$Q_b = (X_2 - X_1)F_s + (F_r - F_s)[\varepsilon_2(X_2 - S) - \varepsilon_1(X_1 - S)] \qquad (35)$$

Hierin is:

$$\varepsilon_2 = 0{,}5 + 0{,}5 . \frac{X_2 - S}{|X_2 - S|} \qquad (36a)$$

en

$$\varepsilon_1 = 0{,}5 + 0{,}5 . \frac{X_1 - S}{|X_1 - S|} \tag{36b}$$

De stroomlijn eindigt als de y-coördinaat een negatieve waarde zou krijgen (dus boven maaiveld zou liggen). Bij grotere waarden dan D vindt ook stroming plaats naar het tweede watervoerend pakket.

De voorgaande benadering gaat fout als V_{in} zeer gering of zelfs nul is. In die gevallen wordt aangenomen dat de verticale snelheid van een deeltje in een zeker punt gelijk is aan de infiltratiesnelheid door de bovenrand. De y-coördinaat in het punt $x=X_2$ wordt dan berekend volgens:

$$Y_2' = \frac{\varepsilon_2 F_r + (1-\varepsilon_2) F_s}{\mu} (t_2 - t_1) \tag{37}$$

De keuzevariabelen hierin zijn gedefinieerd in vgl. 36 en vgl. 37. Deze y-coördinaat mag echter niet groter zijn dan volgens vgl. 34 kan worden berekend. De uiteindelijke y-coördinaat wordt als kleinste van de twee gekozen, dus:

$$Y_2 = \mathrm{Min}(Y_2, Y_2') \tag{38}$$

3.3.5 Stoftransport

3.3.5.1 Flux- en balansvergelijking

Stroming van grondwater en transport van stoffen treedt alleen op, indien er sprake is van een gradiënt in de stijghoogte en/of in de concentratie van stoffen. Transport van stoffen als gevolg van potentiaalverschillen, noemt men advectief transport; transport van stoffen door concentratieverschillen noemt men diffusief transport.
Voor de totale flux (j) kan men schrijven :

$$j = j_{conv} + j_{dif} \tag{39}$$

en voor de advectie en diffusieflux :

$$j_{conv} = v \theta c \tag{40}$$

$$j_{dif} = -\theta D_{mol} \frac{\partial c}{\partial z} \tag{41}$$

waarin :

v	-stroomsnelheid	($m.d^{-1}$)
θ	-volumefractie water	(-)

c	-concentratie	$(mol.m^{-3})$
D_{mol}	-diffusiecoëfficiënt = $D_o \cdot \tau \cdot \varepsilon$	$(m^2.d^{-1})$
D_o	-diffusiecoëfficiënt in zuiver water	$(m^2.d^{-1})$
τ	-tortuosity, correctiefactor voor vorm en richting van poriën	(-)
ε	-porositeit	(-)
z	-afstand	(m)

Naast de moleculaire diffusie komt ook dispersie voor, die ook met de eerste wet van Fick beschreven kan worden. Dit geeft voor de diffusie/dispersie-flux:

$$j_D = -\theta D_{mol} \frac{\partial c}{\partial z} - \theta D_{dis} \frac{\partial c}{\partial z} = -\theta D \frac{\partial c}{\partial z} \qquad (42)$$

Hierin is:

D_{mol}	-diffusie coëfficiënt	$(m^2.d^{-1})$
D_{dis}	-dispersie coëfficiënt	$(m^2.d^{-1})$
D	-hydrodynamische dispersiecoëfficiënt	$(m^2.j^{-1})$

In de hydrodynamische dispersie zitten moleculaire diffusie en dispersie verwerkt. De dispersiecoëfficiënt kan experimenteel bepaald worden uit doorbraakexperimenten (Bos en Riemeijer, 1985).

Als gevolg van de hydrodynamische dispersie, die in laterale en in transversale richting optreedt, zal benedenstrooms van een puntbron (bijvoorbeeld een kleine vuilstort) de verontreiniging zich als een pluim verspreiden (fig. 11). Loodrecht op de stroomrichting komt een concentratieverdeling tot stand volgens de "normale kansverdeling" (Koopmans et al., 1990).

Uit experimenten is gebleken dat D_{dis} afhankelijk is van de watersnelheid (v) en van de dispersielengte (α) (Van der Zee, 1988):

$$D_{dis} = \alpha |v| \qquad (43)$$

D_{mol} daarentegen is onafhankelijk van de stroomsnelheid. Koopmans (1990) vermeldt de volgende waarden voor de dispersielengte :

- in gepakte zandkolommen	0,001 m
- in de onverzadigde zone	0,1 m
- in aquifers	1-10 m

Syriopoulou (1991) neemt aan dat de dispersielengte toeneemt met de afgelegde weg, maar vermeldt dat vanwege onzekerheden in de schatting van de andere parameters, constante dispersielengten gekozen kunnen worden. Deze auteur refereert aan andere publikaties en vermeldt een waarde voor de longitudinale dispersielengte van 2,5 m à 10,0 m.

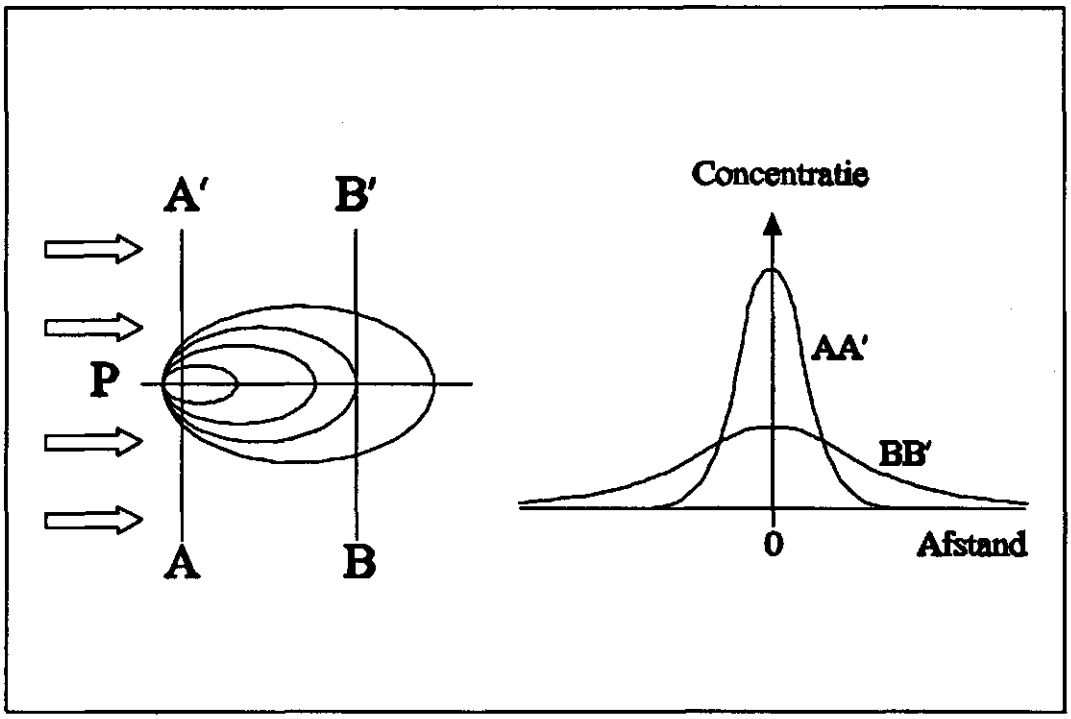


Fig. 11 Verspreiding van verontreiniging uit een constante puntbron P (schematisch)

Frind (1990) neemt voor een aquifer die lijkt op die bij Linne/Montfort (Van den Bogaard en Hoeks, 1988, 1989) een longitudinale dispersielengte van 10 meter aan. De actuele diffusiecoëfficiënt is berekend volgens :

$$D_{dif} = \varepsilon \tau D_o \qquad (44)$$

waarin :

ε -porositeit (-)
τ -tortuositeitsfactor (-)
D_o -diffusiecoëfficiënt in water ($m^2.d^{-1}$)

D_o is temperatuurafhankelijk en afhankelijk van de stof die in het water is opgelost. Boekelman (1985) maakt onderscheid tussen electrolieten (zoals NaCl etc.) en niet-electrolieten (zoals benzeen, tolueen etc.). Voor electrolieten wordt de diffusiecoëfficiënt van NaCl maatgevend geacht, bij niet-electrolieten die van benzeen.

D_o(NaCl) = 1,1 E-9 $m^2.s^{-1}$
D_o(benzeen) = 2,3 E-9 $m^2.s^{-1}$ bij 10 °C

Hoeks et al. (1984) noemt een diffusiecoëfficiënt voor chloride in water van 1,0 E-9 $m^2.s^{-1}$. Koopmans (1990) noemt een waarde van 1,52 E-9 $m^2.s^{-1}$.

De tortuositeitsfactor is onder andere afhankelijk van de poriënstructuur en de korrelvorm. De waarde varieert tussen 0,1 voor sterkverdichte grond tot 0,5 voor losgepakte grond. Voor de berekening is een waarde van 0,4 genomen.

Voor stoffen die zich in de waterfase bevinden en die niet met de vaste fase reageren geldt dat de hoeveelheid stof, A, die in een bepaald bodemcompartiment aanwezig is, te schrijven is als:

$$A = \theta c \tag{45}$$

De accumulatiesnelheid van die stof is dan gelijk aan:

$$\frac{\partial A}{\partial t} = -\frac{\partial j}{\partial z} \tag{46}$$

Door combinatie van de fluxvergelijking (39) met de balansvergelijkingen (40) en (41) ontstaat de transportvergelijking:

$$\frac{\partial[\theta c]}{\partial t} = -\frac{\partial[\theta v c]}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z}\left[\theta D \frac{\partial c}{\partial z}\right] \tag{47}$$

Onder de aanname dat v en θ tijds- en plaatsonafhankelijk zijn is vergelijking (47) te herschrijven als:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v\frac{\partial c}{\partial z} + D\frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \tag{48}$$

Vergelijking (49) is de algemene differentiaalvergelijking voor de concentratie van een inerte oplosbare stof. Het eerste gedeelte van het rechter lid staat voor stoftransport als gevolg van advectie, het tweede gedeelte van het rechter lid staat voor diffusief transport.

3.3.5.2 Numerieke oplossing van de diffusie/dispersievergelijking

De twee-dimensionale differentiaalvergelijking voor de concentratie van een inerte, oplosbare stof luidt :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - v_x\frac{\partial c}{\partial x} - v_y\frac{\partial c}{\partial y} \tag{49}$$

Om deze vergelijking om te zetten in een eindige differentie-oplossingsschema, wordt gebruik gemaakt van de Taylorreeks-ontwikkeling in de omgeving van een willekeurig punt van een functie. Stel dit punt is a en de functie F dan geldt :

$$F(a+h) = F(a) + hF'(a) + \frac{h^2}{2!}F''(a) + \frac{h^3}{3!}F'''(a) + ... \tag{50}$$

$$F(a-h) = F(a) - hF'(a) + \frac{h^2}{2!}F''(a) - \frac{h^3}{3!}F'''(a) + ... \tag{51}$$

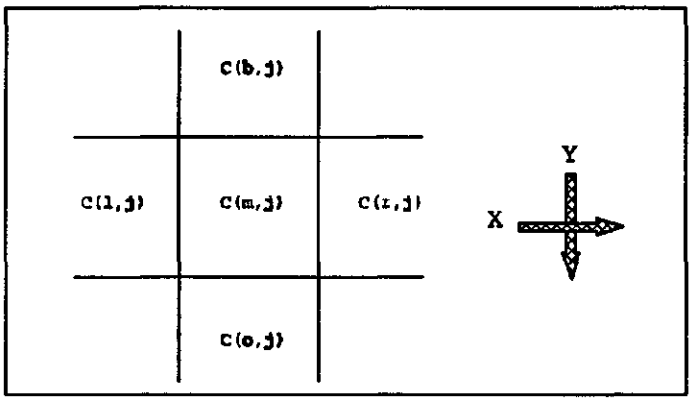
De eerste afgeleide van een functie kan ook worden geschreven als :

$$F'(a) = \frac{F(a+h)-F(a)}{h} - \frac{h}{2}F''(a) - .... \tag{52}$$

De tweede afgeleide volgt uit de som van (50) en (51) :

$$F''(a) = \frac{F(a+h) - 2F(a) + F(a-h)}{h^2} - .... \tag{53}$$

We schematiseren het stromingsveld nu zodanig dat het twee-dimensionale profiel opgebouwd is uit cellen. In iedere cel is er op een bepaald tijdstip een bepaalde hoeveelheid verontreiniging aanwezig met concentratie C (fig. 12).



C = concentratie
j = index tijdstap
m = middelste cel
b = bovenste "
l = linker "
o = onderste "
r = rechter "

Fig. 12 Schematisering concentratieverdeling

Met behulp van (50), (51) en (52) is het mogelijk om (49) te discretiseren. Gediscretiseerd geldt nu :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{C(m,j+1) - c(m,j)}{\Delta t} - \frac{\Delta t}{2}\frac{\partial^2 c}{\partial t^2} \tag{54}$$

$$\frac{\partial c}{\partial x} = \frac{c(m,j) - c(l,j)}{\Delta x} + \frac{\Delta x}{2}\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \tag{55}$$

$$\frac{\partial c}{\partial y} = \frac{c(m,j) - c(b,j)}{\Delta y} + \frac{\Delta y}{2}\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \tag{56}$$

Waarin de tweede afgeleiden met hun factoren een schatting zijn van de fout die met deze benadering gemaakt wordt.
Voorts geldt :

$$\frac{\partial^2 c}{\partial t^2} = \frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right) \tag{57}$$

en :

$$\frac{\partial}{\partial X}\left(\frac{\partial c}{\partial Y}\right) = \frac{\partial}{\partial Y}\left(\frac{\partial c}{\partial X}\right) \tag{58}$$

Hiermee en met verwaarlozing van diffusie/dispersie is vergelijking (49) te herschrijven tot :

$$\frac{\partial^2 c}{\partial t^2} \approx v_x^2 \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + 2v_x v_y \frac{\partial^2 c}{\partial x \partial y} + v_y^2 \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \tag{59}$$

In een twee-dimensionaal profiel kan de zone tussen twee stroomlijnen worden opgevat als een één-dimensionale grondkolom. De begrenzingen van de segmenten worden gevormd door de stroomlijnen en isochronen. Dit kan gebruikt worden voor een pseudo twee-dimensionale oplossing.

We nemen y als coördinaat in de stromingsrichting en x als coördinaat dwars op de stromingsrichting. Voor stroombanen geldt $v_x = 0$ dus :

$$\frac{\partial^2 c}{\partial t^2} \approx v^2 \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \tag{60}$$

met v = snelheid in de stromingsrichting.

Voor dit geval geldt dus :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{C(m,j+1) - c(m,j)}{\Delta t} - \frac{\Delta t}{2} v^2 \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \tag{61}$$

Substitutie van (54), (55) en (56) in (49) levert :

$$\frac{c(m,j+1) - c(m,j)}{\Delta t} = \frac{D_x}{\Delta x^2} \big(c(l,j) - 2c(m,j) + c(r,j)\big) + \tag{62}$$

$$\left(\frac{D_y}{\Delta y^2} + \frac{\Delta t}{2}\left(\frac{v}{\Delta y}\right)^2 - \frac{v}{2\Delta y}\right)\big(c(b,j) - 2c(m,j) + c(o,j)\big) +$$

$$\frac{v}{\Delta y}\big(c(b,j) - c(m,j)\big)$$

De verblijftijd (T) in een segment is gelijk aan $\Delta y/v$. Vergelijking (62) kan dan vervangen worden door :

$$\frac{c(m,j+1) - c(m,j)}{\Delta t} = \frac{D_x}{\Delta x^2} \big(c(l,j) - 2c(m,j) + c(r,j)\big) + \tag{63}$$

$$\frac{1}{T^2}\left(\frac{D_y}{v^2} + \frac{\Delta t}{2} - \frac{T}{2}\right)\big(c(b,j) - 2c(m,j) + c(o,j)\big) +$$

$$\frac{v}{\Delta y}\big(c(b,j) - c(m,j)\big)$$

Hierin is D_x een fractie van de hydrodynamische dispersie. In de stromingsrichting kan de hydrodynamische dispersie worden verwaarloosd als deze juist wordt geëlimineerd door de mathematische dispersie (≈ geschatte fout in de discretisering van de eerste afgeleide van de concentratie in de hoofdstroomrichting). Volgens Van Ommen (1985) en Groenendijk (1985) geldt:

$$D_y + \frac{\Delta t}{2} v^2 - \frac{\Delta y}{2} v = 0 \tag{64}$$

Met $D_y \approx \alpha v$ en $\Delta y/v = T$ is de optimale stapgrootte gelijk aan:

$$\Delta t = \left(1 - \frac{2\alpha}{\Delta y}\right) T \tag{65}$$

Bij modeltoepassing dient van alle mogelijke Δt-waarden in het netwerk de kleinste waarde te worden aangehouden. Het netwerk wordt gevormd door het stelsel van stroomlijnen en isochronen. Van elke stroomlijn moet in een aantal punten bekend zijn:
- snelheid;
- coördinaten;
- verblijftijd (gelijke intervallen).

Het definitieve schema ziet er als volgt uit:

$$\frac{\Delta c_m}{\Delta t} = \frac{D_x}{\Delta x_m^{\,2}} \left(c_{l,j} - 2c_{m,j} + c_{r,j}\right) + \frac{1}{T} \left(c_{b,j} - c_{m,j}\right) \tag{66}$$

$$c_{m,j+1} = c_{m,j} + \Delta c_m \tag{67}$$

$$\Delta t = \left(1 - \frac{2\alpha}{\Delta y}\right) T \tag{68}$$

D_x - transversale dispersie
Δx - afstand loodrecht op stromingsrichting
Δy - " evenwijdig aan "
T - verblijftijd in segment (= $\Delta y/v$)

Het longitudinale transport wordt nu volgens het mixing-cell-concept (Van Ommen, 1985) en het transversale transport via een diffusieterm berekend.

3.3.5.3 Modeltoetsing

Voor de berekening van stoftransport is het programma TRANS ontwikkeld dat is gebaseerd op het hiervoor behandeld differentieschema (Nass, 1991) en verder is gebaseerd op Groenendijk (1986). De invoergegevens voor dit programma bestaan uit de coördinaten van stroomlijnen. In deze studie begint een aantal stroomlijnen in de stortzool van de afvalberging en voorts in het maaiveld in het aangrenzend gebied. Deze coör-

dinaten worden berekend met het programma POLLUTE dat is gebaseerd op de analytische bepaling van coördinaten van stroomlijnen zoals in het voorgaande is toegelicht. Verder bestaat de invoer uit de initiële (of "background") concentratie, de concentratie van een bepaalde stof direct onder de stortzool (dus in het percolaat), de dispersielengte, diffusiecoëfficiënt en de retardatiefactor (maat voor adsorptiegedrag).

Het programma TRANS is getoetst door de berekende doorbraakcurve te vergelijken met de gemeten doorbraakcurve in een proefopstelling van Hoeks (1984). De proefkolom is voorgesteld door een stelsel van evenwijdige stroomlijnen. De verblijftijden die voor de proef golden zijn ook in het programma aangehouden. De berekende en gemeten doorbraakcurven zijn in fig. 13 weergegeven.

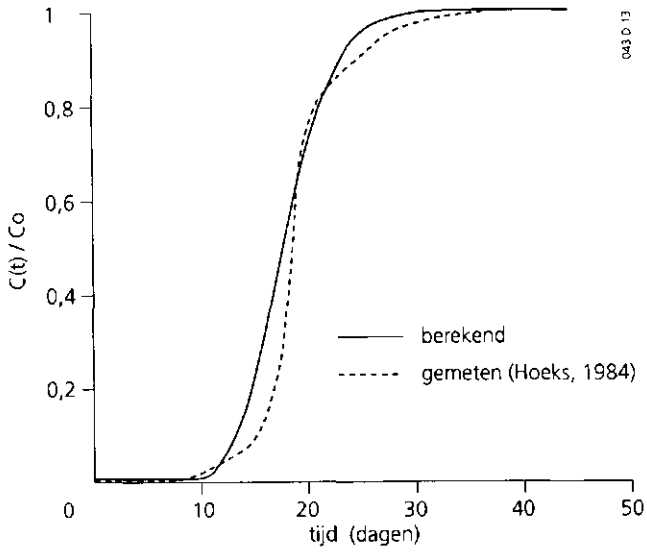


Fig. 13 Doorbraakcurven voor chloride in kolomproef

Uit fig. 13 blijkt dat de berekeningen met het programma TRANS een redelijke benadering geven van de gemeten waarden.

3.3.6 Karakterisering mate van verspreiding

De verontreiniging treedt uit het stort en verspreid zich vervolgens in horizontale en verticale richting door de bodem. Onder de stortplaats dringt de verontreiniging steeds dieper de grond in, maar wordt ook zijdelings afgevoerd. Benedenstrooms van de stortplaats ontstaat een "tong" van verontreinigd grondwater, die mettertijd groter wordt. Drie karakteristieken kunnen worden gebruikt om de omvang van de verontreiniging te beschrijven (fig. 14):

- de gemiddelde diepte waarop het front van de verontreiniging zich op een zeker tijdstip onder de afvalberging bevindt;
- de horizontale lengte van de verontreinigde "pluim";
- de gemiddelde diepte onder maaiveld waar de bovenkant van de "pluim" wordt aangetroffen op een zeker tijdstip.

Deze karakteristieken kunnen in principe op een aantal momenten worden bepaald om de voortschrijding van de verontreiniging te beschrijven.

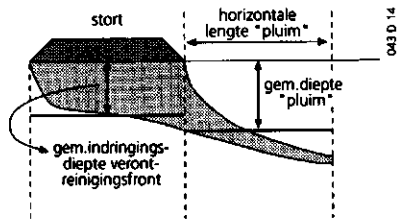


Fig. 14 Definitieschets karakteristieken voor verspreiding van verontreiniging in de bodem

3.4 Berekening verspreiding van stoffen in relatie tot de geohydrologische situatie

Met behulp van de ontwikkelde modellen (POLLUTE en TRANS) is op verschillende tijdstippen de verspreiding berekend bij uiteenlopende geohydrologische situaties.

3.4.1 Karakterisering van enkele geohydrologische situaties

Aan de hand van de geschematiseerde geohydrologische situatie in de modelformulering, zijn verschillende situaties gekarakteriseerd. De randflux door het "maaiveld" buiten het stort is het gevolg van kwel of wegzijging (neerslagoverschot minus drainafvoer). Bij aanwezigheid van een afdekkend pakket wordt deze flux berekend uit het stijghoogte-verschil in het freatisch water en in het eerste watervoerend pakket en uit de weerstand van het afdekkend pakket. In kwelsituaties treedt een stroming op naar het freatisch water en de ondiepe drainagemiddelen. De horizontale toestroming uit bovenstroomse gebieden hangt samen met de stijghoogtegradiënt in het eerste watervoerend pakket en de dikte en doorlatendheid van dit pakket.

De hydrologische situaties zijn verder geclassificeerd op basis van de aard van de ontwateringstoestand: kunstmatige (met pompen en gemalen) of natuurlijke ontwatering (door de zwaartekracht) en de ligging in het hydrologisch veld:
- op een waterscheiding in een kwel- of wegzijgingssituatie;
- in een stromingsveld met bovenstroomse toevoer in een kwel- of wegzijgingssituatie.

De kenmerken van de onderscheiden situaties zijn in tabel 6 weergegeven (afgeleid uit Klijn, 1989).

Tabel 6 Indeling van (geo)hydrologische situaties op basis van ontwateringstoestand, kwel/wegzijging en voorkomen en dikte van afdekkend en eerste watervoerend pakket

Code	Gebieds-drainage	Detail-ontwatering	Gebieds-type	Kwel/ wegzijging	Afdekkend pakket	Waterv. pakket
1	natuurl.	ontbreekt	hooggel. zandgeb.	wegz.	geen	zeer dik
2		grofmazig	hellend zandgeb.	wegz.	geen	dik
3		grofmazig	ontginnigen	neutraal	geen	matig/dik
4		fijnmazig zandgeb.	beekdal	kwel	matig	matig
5	kunstm.	grofmazig	grote polder	kwel	matig	matig
6		fijnmazig	veenw. geb.	wegz.	dik	matig/dik

Geohydrologische eigenschappen die kunnen behoren tot de onderscheiden locaties zijn bij wijze van voorbeeld afgeleid uit Pomper (1979), De Heer (1987) en de Werkgroep Zuid-Holland (1988) (tabel 7).

Tabel 7 Geohydrologische eigenschappen en randcondities die behoren bij verschillende hydrologische situaties

Code	Flux uit bovenstr. gebied ($m.d^{-1}$)	Dikte afd. pakket (m)	Dikte eerste aquifer (m)	Doorl. heid 1^e aq. ($m.d^{-1}$)	Weerst. 1^e sch. laag (d)	Stgh. 2^e aq. (m)	Flux door bovenrand ($10^{-3}m.d^{-1}$)
1	0,0	0,0	> 100	50	>10000	nvt	1,0
2A	0,01	0,0	> 100	50	>10000	nvt	1,0
2B	0,05	0,0	> 100	50	>10000	nvt	1,0
3	0,0	0,0	50	10	>10000	nvt	1,0
4	0,01	5,0	10	10	>10000	nvt	-0,5
5A	0,0	10,0	10	50	2000	0,5	-0,1
5B	0,0	10,0	10	0,5	5000	0,5	-0,1
6	0,0	10,0	10	10	5000	-0,5	0,1

In tabel 7 is de stijghoogte in de tweede aquifer bepaald ten opzicht van de randpotentiaal of ontwateringsdiepte van het gebied benedenstrooms.

3.4.2 Verloop van bodemverontreiniging bij verschillende geohydrologische situaties

De omvang van het volume verontreinigde grond op een bepaald tijdstip is bepaald door veel vertrekpunten van stroombanen onder het stort te kiezen en de coördinaten te berekenen van de baan waarlangs een opgelost deeltje zich door de bodem verplaatst. De coördinaten op een bepaald tijdstip van posities van verschillende deeltjes die alle

op het zelfde moment maar op verschillende plaatsen onder het stort in de bodem terecht kwamen, vormen de begrenzing van het verontreinigde volume grond. De invloed van dispersie en diffusie is daarbij nog niet verdisconteerd.

In tabel 8 zijn de verspreidingskarakteristieken weergegeven voor verschillende geohydrologische situaties. Deze zijn bepaald voor verschillende emissies naar de bodem. Aan de code voor de hydrologische situaties is een aanduiding toegevoegd voor de omvang van de emissie uit de afvalberging. Geen toevoeging (bv. code 1, 2A etc) duidt op een emissieflux van 0,1 mm per dag, de toevoeging "2" (bv. code 2A2) duidt op een emissieflux van 0,2 $mm.d^{-1}$ en de toevoeging "3" (bv. code 13, 5A3) op 1 $mm.d^{-1}$.

Tabel 8 Indringingsdiepte vuilfront onder het stort, diepte vuiltong onder maaiveld en lengte vuiltong na 30, 60 en 100 jaar

Code hydr. situatie	Indringing front onder stort (m)			Diepte bovenkant tong onder maaiveld (m)			Horizontale lengte tong (m)		
	30	60	100	30	60	100	30	60	100
1	2,8	5,4	8,9	13,1	25,0	38,8	6,5	15,0	30,6
12	5,4	10,5	17,0	13,0	24,8	38,8	12,7	29,4	60,4
13	24,3	42,5	61,7	13,1	24,9	38,8	63,1	146,2	299,1
2A	1,6	1,6	1,6	13,0	21,3	21,3	321,4	600,0	600,0
2A2	2,9	2,9	2,9	13,0	21,0	21,0	327,7	600,0	600,0
2A3	8,8	8,8	8,8	13,0	18,9	18,9	378,0	600,0	600,0
2B	0,6	0,6	0,6	5,5	5,5	5,5	600,0	600,0	600,0
2B2	0,8	0,8	0,8	5,5	5,5	5,5	600,0	600,0	600,0
2B3	2,6	2,6	2,6	5,3	5,3	5,3	600,0	600,0	600,0
3	2,7	5,2	8,4	12,4	22,4	32,4	14,7	40,0	104,7
32	5,2	9,9	15,5	12,4	22,4	32,4	29,2	79,8	208,7
33	21,2	34,0	44,4	22,4	26,9	12,4	145,7	397,5	600,0
4	0,9	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0	35,9	35,9	35,9
42	1,7	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	73,1	73,1	73,1
43	6,6	6,6	6,6	0,0	0,0	0,0	315,7	315,7	315,7
5A	1,9	2,8	3,6	0,0	0,0	0,0	72,1	126,2	170,1
5A2	3,5	4,8	6,2	0,0	0,0	0,0	134,7	248,3	344,6
5A3	10,2	19,8	9,3	0,0	0,0	0,0	564,0	600,0	600,0
5B	2,5	4,6	6,8	0,0	0,0	0,0	17,3	32,8	49,5
5B2	4,8	8,5	11,0	0,0	0,0	0,0	34,2	61,7	90,7
5B3	10,0	10,0	10,0	0,0	0,0	0,0	128,3	198,1	258,5
6	2,7	5,4	9,0	0,4	0,7	1,1	0,0	0,0	0,0
62	5,2	10,0	10,1	1,3	2,6	4,3	18,8	35,5	55,5
63	10,1	10,1	10,1	1,2	2,2	3,4	119,9	187,5	247,9

Voor de berekening van het verspreidingspatroon moet echter wel rekening worden gehouden met diffusie en dispersie. Voor de zelfde hydrologische situaties is de verspreidingsomvang in de bodem berekend, maar nu bij isolerende voorzieningen waarbij de emissie vanuit het afval resp. 5, 20 en 400 mm per jaar bedraagt. Een lekkage van 5 mm per jaar zal optreden bij een onderafdichting die bestaat uit een minerale afdichting met daarop een folie waarin scheuren voorkomen waardoor ca. 1% van de minerale afdichtingslaag niet meer bedekt is, terwijl de doorlatendheid van de minerale

afdichting ter plaatse van de scheuren met een factor 10 is toegenomen (Boels, 1993). Een lekverlies van 20 mm per jaar mag worden verwacht als de onderafdichting niet meer functioneert of ontbreekt, terwijl een matig functionerende bovenafdichting aanwezig is. Een lekkage van 400 mm per jaar kan alleen optreden als geen enkele isolerende voorziening aanwezig is, terwijl het gestort afval een zeer goede doorlatendheid heeft. De concentratie in deze flux op het moment waarop hij in de bodemdringt, is gesteld op een (1), een zogenaamde relatieve waarde. Contourlijnen zijn berekend van het bodemvolume, waarbinnen de (relatieve) concentratie kleiner is dan 0,9 resp. $1*10^{-7}$ (~ detectielimiet) wanneer gedurende 1000 jaar de lektoestand niet verandert. De contouren van het volume verontreinigde grond zijn weergegeven in fig. 15 a t/m h. Voor de berekening van het volume verontreinigde bodem per oppervlakteenheid stortterrein is aangenomen dat in Nederland een vuiltong nooit verder zal uitbreiden dan 25 km.

Situatie 1 (zandgebied met grondwater op grote diepte)

Uit de berekeningen blijkt dat in deze situatie, waar het afvalstort op een waterscheiding ligt, de verontreiniging aanvankelijk hoofdzakelijk onder het stort optreedt. Na 30 jaar is de horizontale verplaatsing van de vuiltong hooguit ca. 60 meter als elke isolerende voorziening ontbreekt, terwijl de indringingsdiepte van het "vuilfront" onder het stort in dat geval ca. 25 m is. Is daarentegen een zeer goede isolatie aanwezig, dan is er amper sprake van verspreiding in horizontale richting. Pas na zeer lange tijd (1000 jaar) blijkt zich een vuiltong te hebben ontwikkeld die diep in de bodem doordringt en zich over een aanzienlijke horizontale afstand uitstrekt. De dikte van deze vuiltong neemt af, naarmate de afstand tot het stortterrein toeneemt. De verplaatsingssnelheid van het vuilfront is aanvankelijk groter dan de stroomsnelheid in het grondwater. Afhankelijk van de hydrodynamische dispersie kan dit een factor twee bedragen. Na een verplaatsing van ca. 500 m ontstaat er een soort evenwicht waarbij het vuilfront zich met de snelheid van de grondwaterstroming verplaatst. De concentratieverdeling in het centrum van de vuiltong in de stromingsrichting is nagenoeg gelijk aan de concentratie van het percolaat tot ca. 75 m voor het vuilfront. Vanaf die positie neemt de concentratie eerst langzaam en daarna snel af tot de achtergrondsconcentratie of als de stof van nature niet in de bodemvoorkomt, tot nul. Stoftransport loodrecht op de stromingsrichting is beperkt, omdat als gevolg van een verticale fluxcomponent (de pluim wordt steeds dunner), de laterale dispersie deels wordt tegengekoppeld. De dikte van de zone waarin de percolaatconcentratie afneemt tot de achtergrondswaarde of tot nul bedraagt hooguit 10 m.

Het volume verontreinigde grond bij een jaarlijks lekverlies van 0,005 m bedraagt per vierkante meter stortterrein na 1000 jaar ca. 25 m^3, bij een jaarlijks lekverlies van 0,020 m per jaar ca. 75 m^3 en bij afwezigheid van isolerende voorzieningen ruim 900 m^3 per m^2 stort.

Situatie 2A, hellende met dik watervoerend pakket, beperkte gebiedsstroming

Als gevolg van een relatief beperkte gebiedsstroming vormt zich van het weglekkend percolaat een zeer dunne pluim. Als het lekverlies gering is (~ 0,005 m per jaar) lijkt een soort stationaire toestand in te treden, waarbij de verontreiniging als gevolg van de dispersie sterk wordt verdund. De doorsnede van de pluim neemt sterk af naarmate

het vuilfront verder van het stort wordt aangetroffen. Het front verplaatst zich met relatief grote snelheid. Na ca. 350 jaar treedt een stationaire toestand in, waarbij het volume verontreinigde grond vrijwel niet meer verandert. Dit volume bedraagt bij een jaarlijks lekverlies van 0,005 m ca. 5 m^3 per m^2 stortterrein, ca. 18 m^3 per m^2 bij een jaarlijks lekverlies van 0,02 m en ca. 310 m^3 per m^2 stortterrein bij afwezigheid van isolerende voorzieningen.

Situatie 2B, hellende met dik watervoerend pakket, relatief grote gebiedsstroming

Deze situatie is vergelijkbaar met de vorige. De gebiedsstroming is echter groter. Hier is na ca. 200 jaar een stationaire situatie ingetreden. De volumes verontreinigde grond bedragen hier bij een jaarlijks lekverlies van 0,005 m ca. 2,5 m^3 per m^2 storterrein, ca. 10 m^3 per m^2 bij een lekverlies van 0,02 m en ca. 180 m^3 per m^2 stortterrein als geen isolerende voorzieningen zijn getroffen.

Situatie 3, gebieden zonder gebiedsstroming, met matig dik watervoerend pakket op zeer slecht doorlatende basis

In deze situatie verplaatst weglekkend percolaat zich aanvankelijk hoofdzakelijk in verticale richting en pas na lange tijd ook in horizontale richting. Het volume verontreinigde grond neemt regelmatig toe en bereikt geen stationaire toestand. Na 1000 jaar is het volume verontreinigde bodem ca. 18 m^3 per m^2 stortterrein bij een jaarlijks lekverlies van 0,005 m, ca. 55 m^3 per m^2 bij een lekverlies van 0,02 m per jaar en ca. 290 m^3 per m^2 stortterrein bij afwezigheid van isolerende voorzieningen. In het laatste geval treedt na ca. 300 jaar een stationaire toestand in.

Situatie 4, gebieden met kwel en relatief dun watervoerend pakket en beperkte gebiedsstroming

De grondwaterstroming is in deze situatie naar boven gericht. Weglekkend percolaat wordt met deze stroom meegevoerd naar het oppervlaktewater. De doorsnede van de verontreinigde stroom is beperkt, maar hangt af van de grootte van de lekstroom. Na een betrekkelijk korte tijd treedt een stationaire situatie in, waarbij het volume verontreinigde grond beperkt blijft. Bij een lekverlies van 0,005 m per jaar bedraagt het volume verontreinigde grond per m^2 stortterrein ca. 0,1 m^3 en is een stationaire toestand na ca. 7 jaar bereikt. Bij een lekverlies van 0,02 m per jaar is dit volume ca. 1,0 m^3 per m^2 en wordt na ca. 20 jaar een stationaire situatie bereikt. Zonder isolerende voorzieningen is het volume verontreinigde bodem ca. 7 m^3 per m^2 en wordt na ca. 20 jaar een stationaire toestand bereikt.

Situatie 5A, gebieden met beperkte kwel, geen gebiedsstroming, relatief dun watervoerend pakket met relatief grote doorlatendheid

Door het ontbreken van een gebiedstroming kan in deze situatie ondanks de kwel, weglekkend percolaat dieper in de bodem doordringen dan in situatie 4. Toch blijft ook in deze situatie het volume verontreinigde grond beperkt: ca. 0,6 m^3 per m^2 stortterrein bij een lekverlies van 0,005 m per jaar, ca. 9 m^3 per m^2 bij een lekverlies van 0,02 m

per jaar en ca. 30 m^3 per m^2 stortterrein bij afwezigheid van isolerende voorzieningen. Stationaire toestanden worden globaal in 50 jaar bereikt.

Situatie 5B, gebieden met zeer beperkte kwel, geen gebiedsstroming, relatief dun watervoerend pakket met relatief gering doorlatendheid

Deze situatie is vergelijkbaar met de vorige; de kwel is beperkter waardoor weglekkend percolaat dieper in de bodem kan doordringen, terwijl een geringere doorlatendheid van het bovenste watervoerend pakket zijdelingse wegstroming remt. Bij een lekverlies van 0,005 m per jaar is het volume verontreinigde grond ca. 4 m^3 per m^2 stortterrein, bij een lekverlies van 0,02 m per jaar is dit meer dan 13 m^3 per m^2. Bij een lekverlies van 0,02 m per jaar en meer stroomt al een deel van dit verlies door de eerste scheidende laag naar het tweede watervoerend pakket. In de hier gevolgde benadering kan het dan optredende verspreidingspatroon niet meer worden benaderd.

Situatie 6, wegzijgingsgebieden met dun watervoerend pakket, geen gebiedsstroming

In deze gebieden stroomt weglekkend percolaat in principe door de eerste scheidende (weerstands)laag naar het tweede watervoerend pakket. De (horizontale) doorsnede door het stromingsveld wordt bepaald door de grootte van het lekverlies. Bij een lekverlies van 0,005 m per jaar neemt de doorsnede van de "pluim" met de diepte af. In deze situatie zal nooit een bodemverontreiniging kunnen worden waargenomen in verticale monitoringbuizen langs de rand van het stortterrein. Bij grotere lekverliezen is dit echter wel mogelijk. De omvang van de totale verspreiding in de bodem kan in deze situatie niet worden bepaald met de hier gevolgde methode. Wel is gebleken, dat in alle gevallen althans een deel van de weglekkende verontreiniging door de eerste scheidingslaag zal stromen en in het tweede watervoerend pakket terecht zal komen.

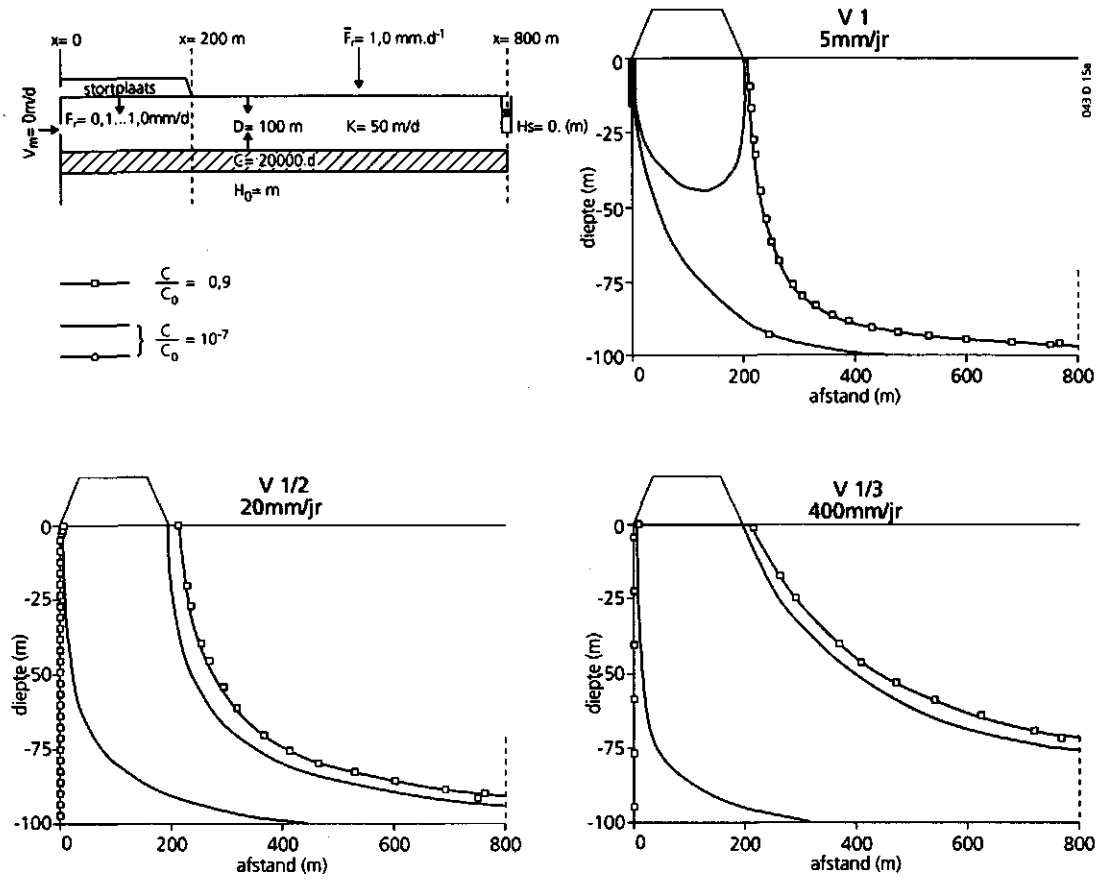


Fig. 15a Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 1

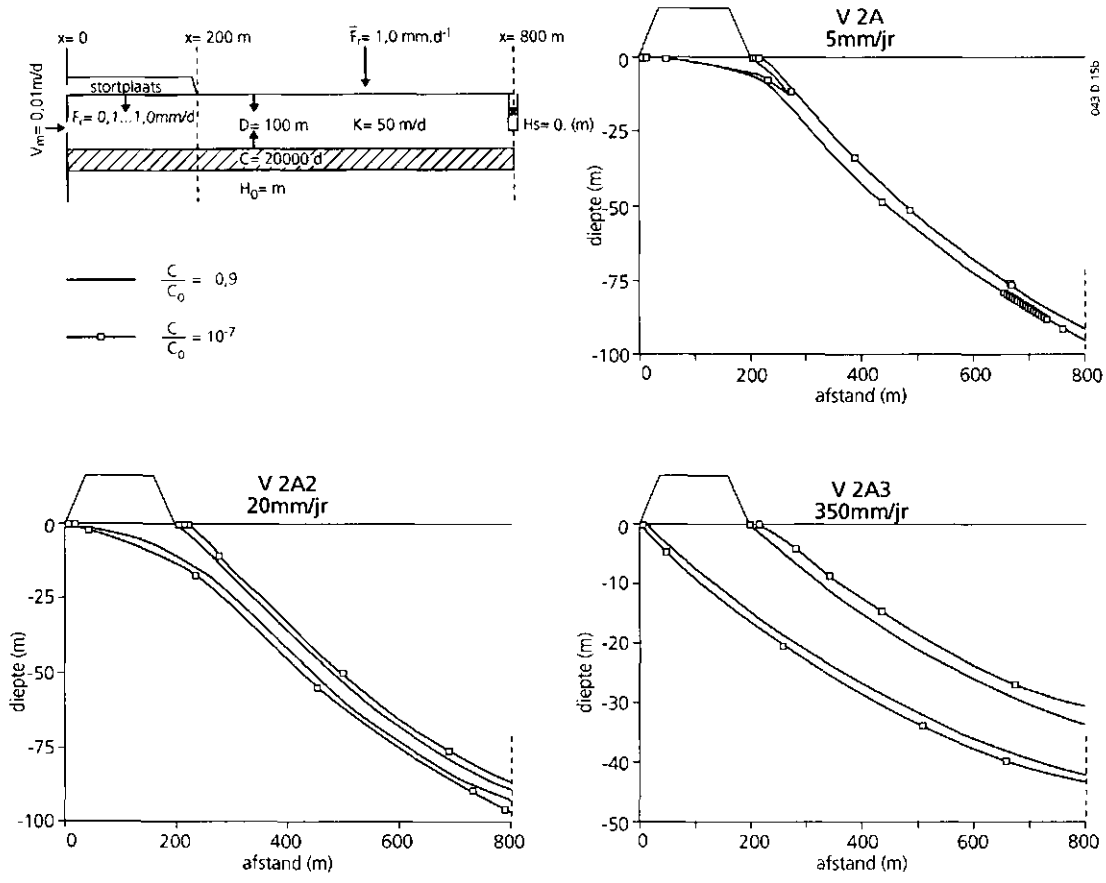


Fig. 15b Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 2A

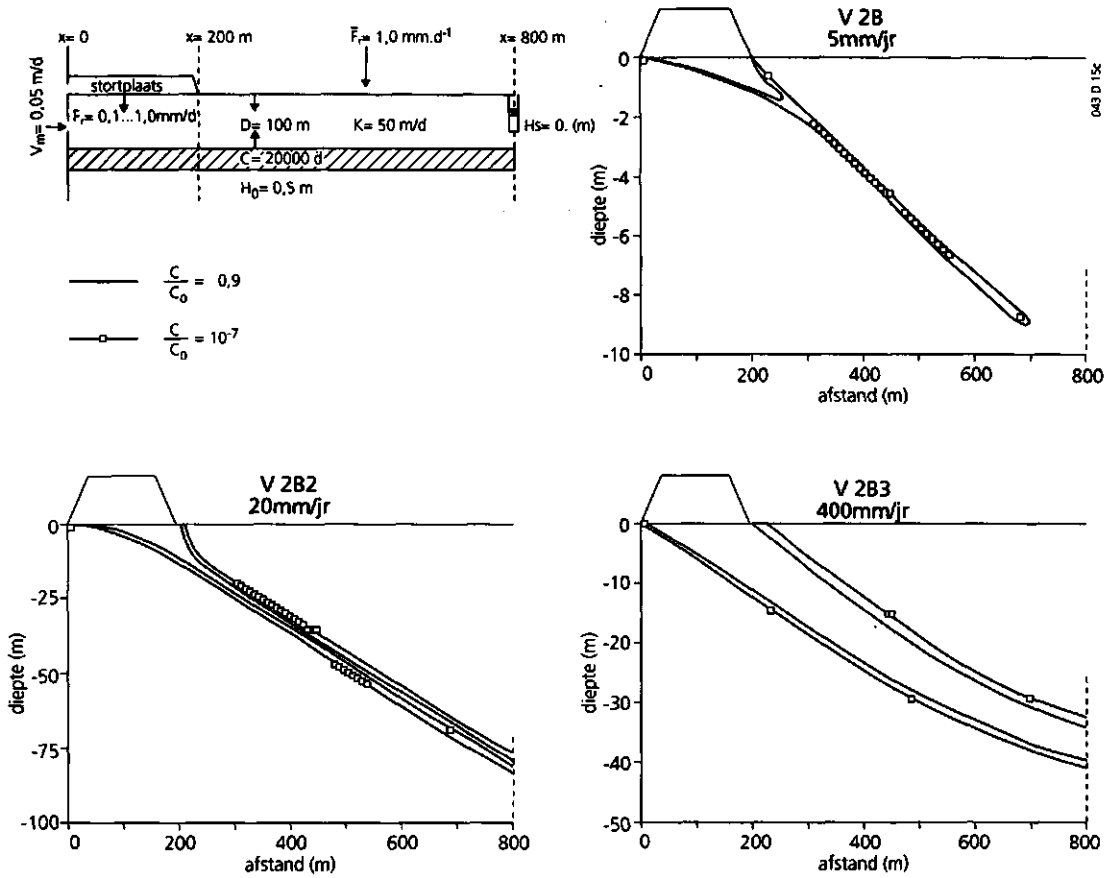


Fig. 15c Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 2B

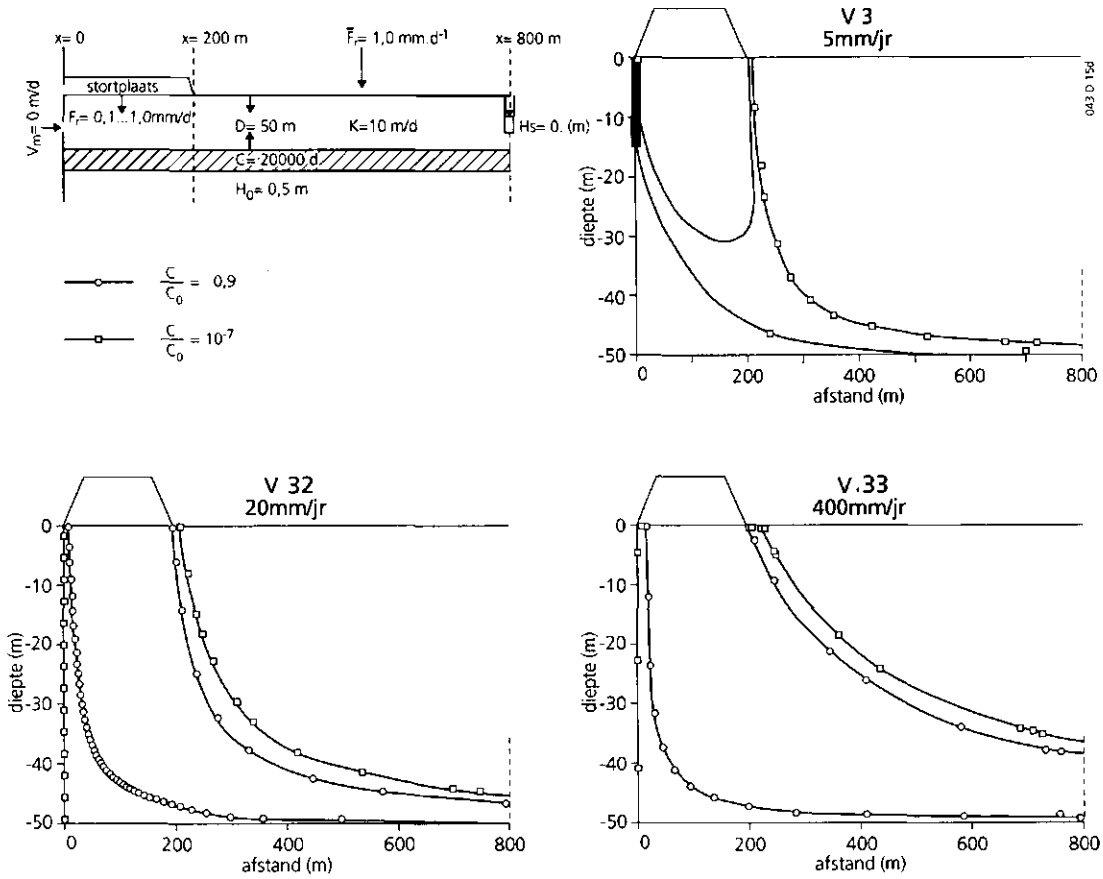


Fig. 15d Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 3

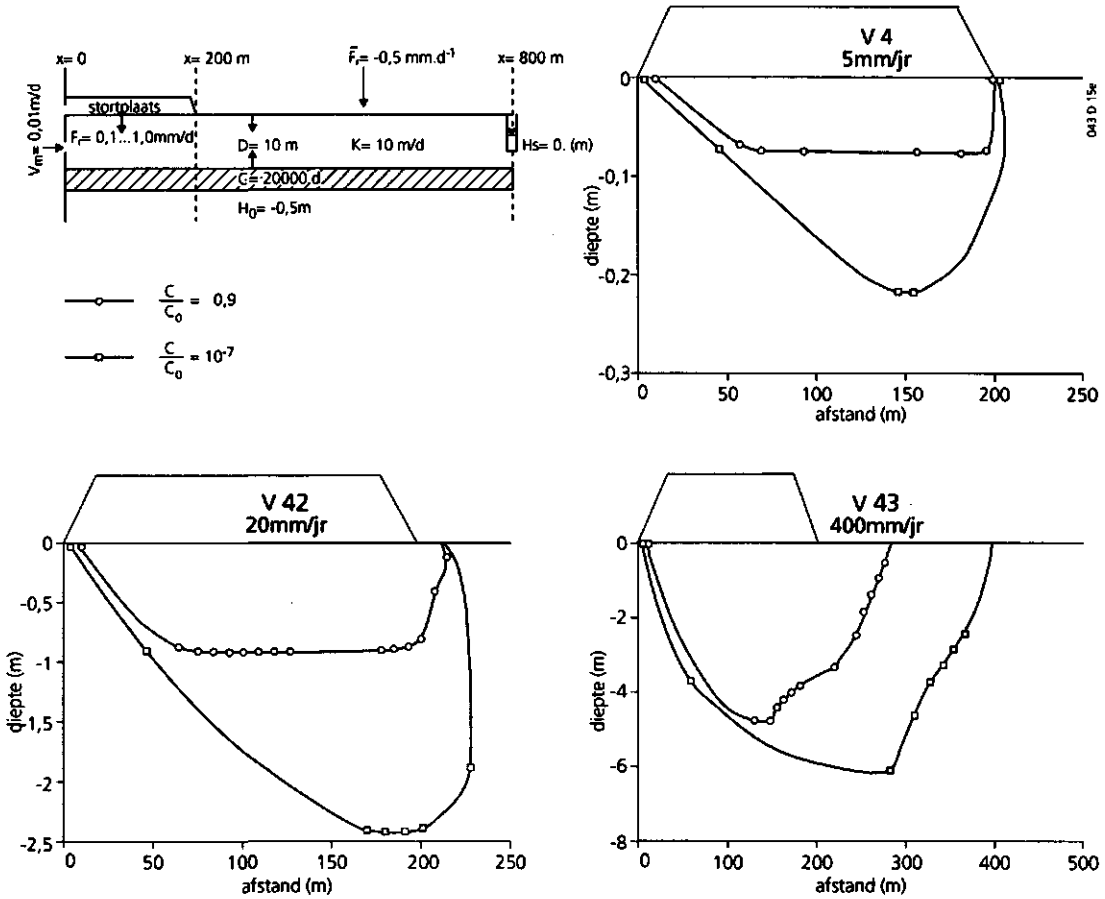


Fig. 15e Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 4

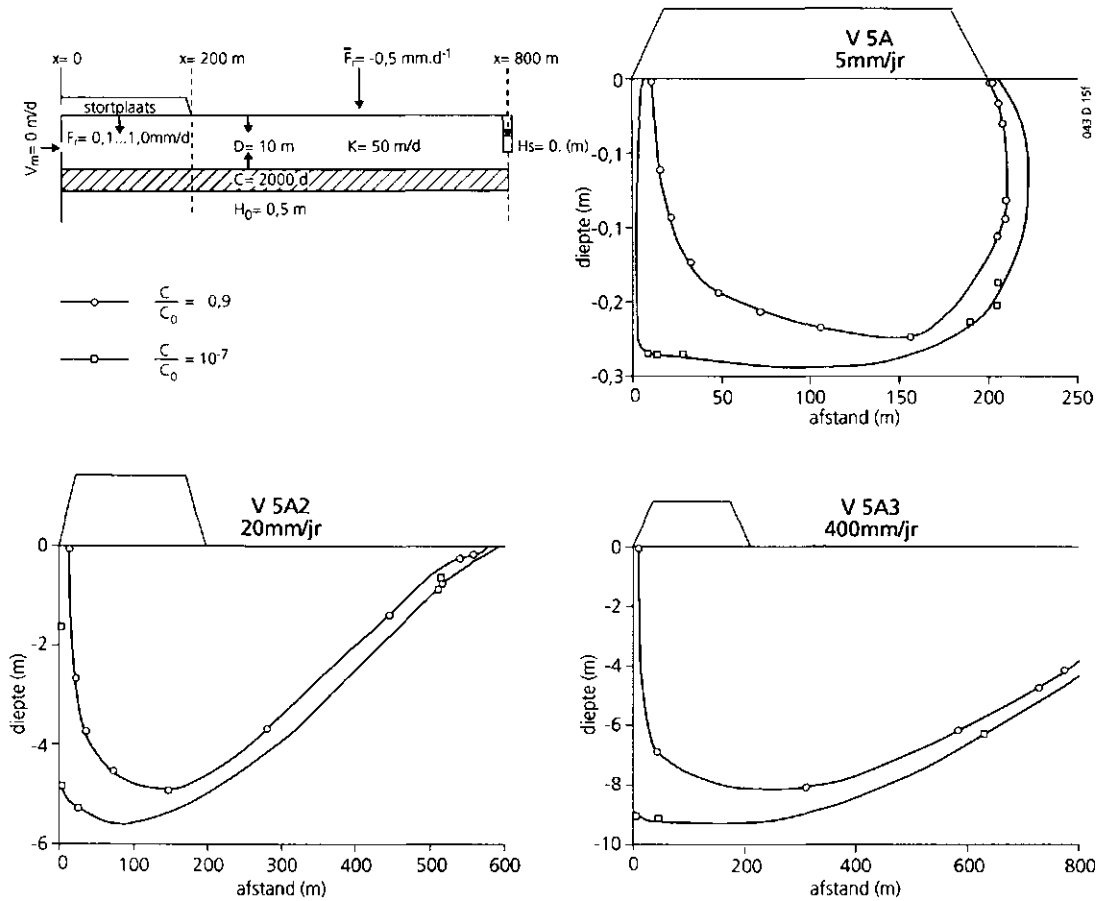


Fig. 15f Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 5A

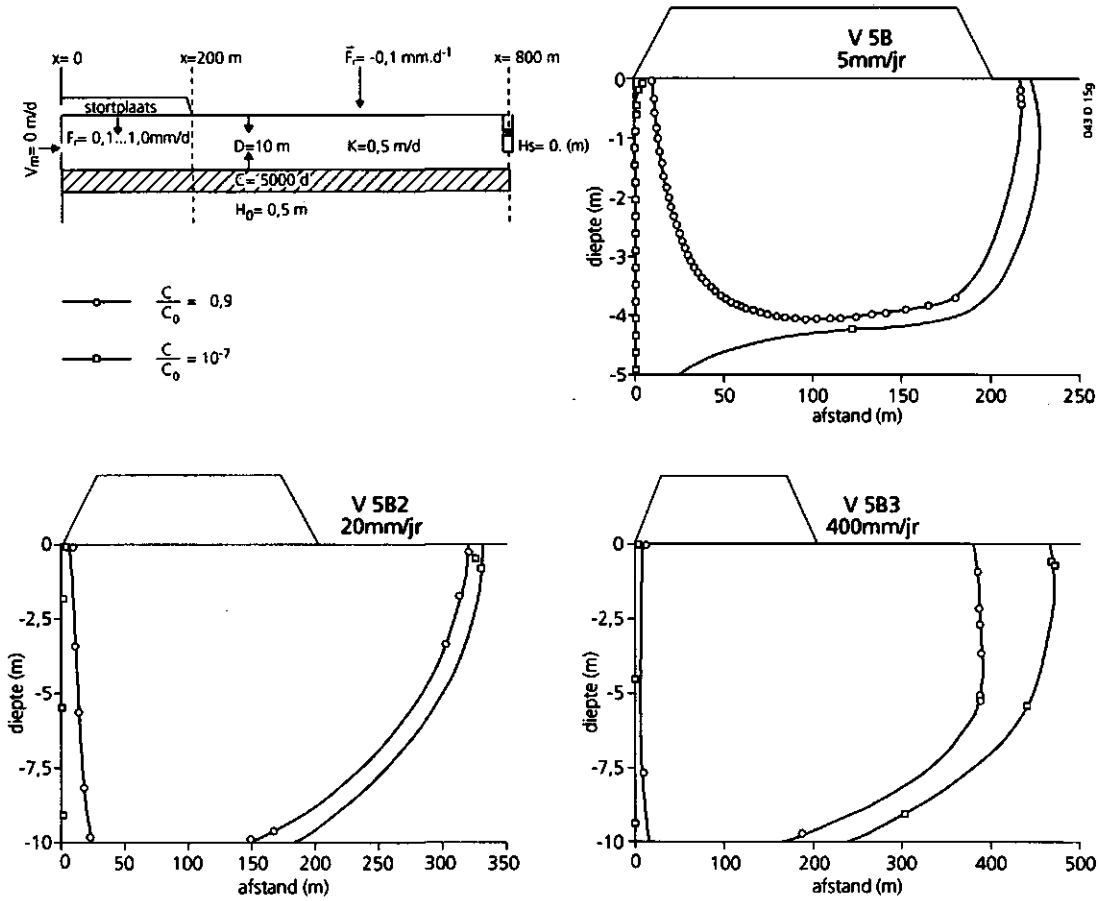


Fig. 15g Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar emissie, situatie 5B

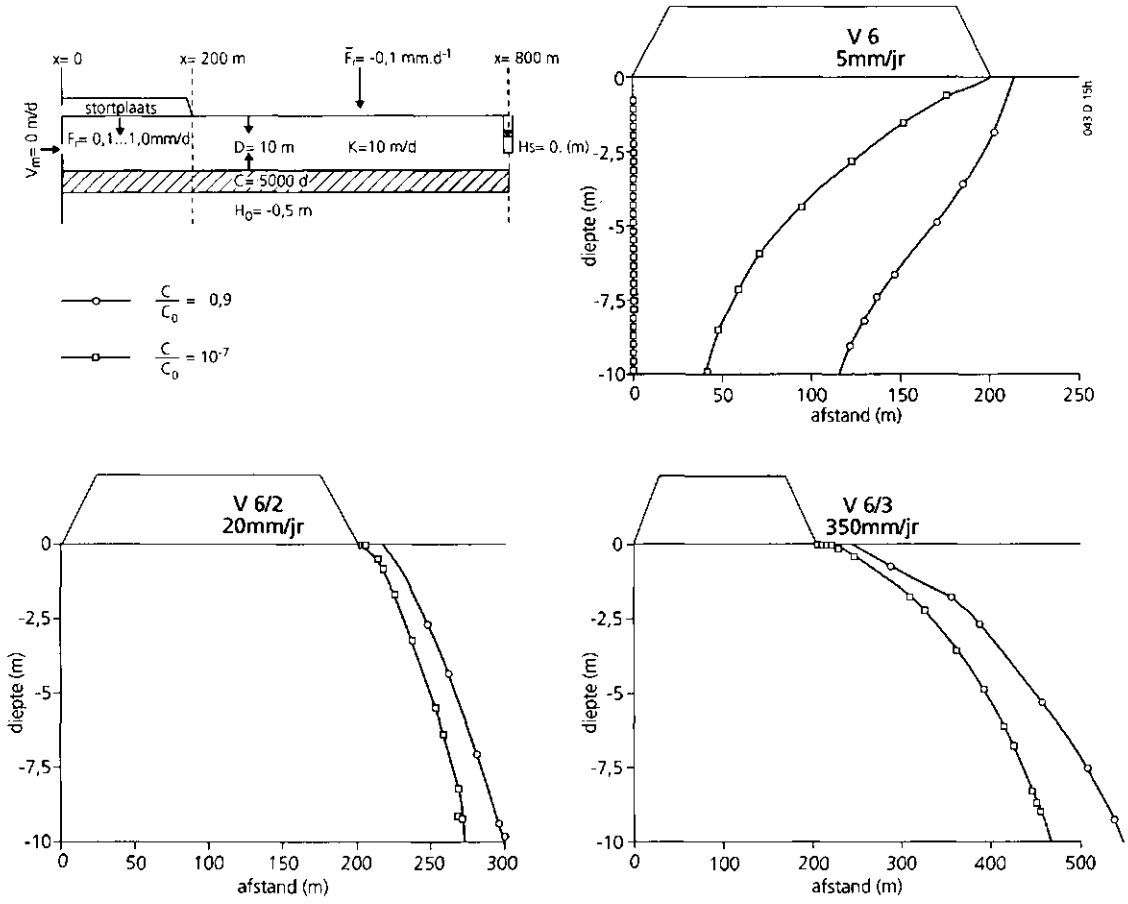


Fig. 15h Volume verontreinigde bodem na 1000 jaar, situatie 6

3.5 Conclusies over de keuze van locaties voor afval- en reststofbergingen

Bij de keuze van een nieuwe stortlocatie spelen een aantal facetten een rol: bereikbaarheid, bedreiging van woongebieden, natuurgebieden of anderszins beschermde gebieden, gevaar voor volksgezondheid, kans op oncontroleerbare situaties bij falen van isolerende voorzieningen etc. Het belang dat aan elk van de facetten wordt gehecht, bepaalt de rangorde van de facetten. Vanuit het oogpunt van de bodembescherming mogen op de gekozen locatie geen oncontroleerbare situaties optreden. Wanneer isolerende voorzieningen slechter gaan functioneren, moet de verspreiding van stoffen in de bodem beheersbaar, of binnen nog te stellen grenzen, aanvaardbaar blijven. Op grond van voorgaande berekeningen, die zijn samengevat in tabel 9, kunnen afhankelijk

van gekozen uitgangspunten, vanuit het oogpunt van bodembescherming geschikte situaties worden aangewezen.

Tabel 9 Volume verontreinigde grond per oppervlakte-eenheid stortterrein bij verschillende geohydrologische situaties als gevolg van percolaatverlies naar de bodem

Hydrologische situatie	Jaarlijks percolaatverlies naar de bodem (m)			Opmerking
	0,005	0,02	0,35	
1	25	75	900	niet stationair
2A	5	18	310	na 350 jr stabiel
2B	2,5	10	180	
3	18	55	290	na 300 jr stabiel
4	0,1	1	7	binnen 20 jr stabiel
5A	0,6	9	30	in ca. 30 jr stabiel
5B	4	>13	?	2e watervoerend pakket bedreigd
6	>6	>13	>>20	2e watervoerend pakket bedreigd

Enkele uitgangspunten zijn denkbaar:
- het volume grond dat verontreinigd raakt moet zo gering mogelijk zijn;
- als verontreiniging optreedt mag het oppervlakte water niet worden bedreigd;
- verontreiniging moet ook op termijn saneerbaar zijn.

Bij de eerste benadering is de meest ideale locatie een kwelgebied en een watervoerend pakket met een geringe doorlatendheid. In die gevallen zal in een zone van 20-40 m rond de afvalberging percolaat naar het oppervlaktewater worden afgevoerd. De concentraties van conservatieve stoffen in het oppervlaktewater worden door menging met neerslagoverschot verlaagd. Bij een emissie van 20 mm per jaar, een neerslagoverschot van 350 mm per jaar en een breedte van de afvalberging van 200 m, zal de gemiddelde concentratie in de afvoer naar het oppervlaktewater ca. 40% bedragen van die in het percolaat.

Is echter als uitgangspunt gekozen dat verontreiniging van oppervlaktewater voorkomen moet worden, terwijl de verplaatsingsafstand van de verontreiniging die in de bodem minder belangrijk is, dan zijn wegzijgingssituaties meer geschikt. Situaties komen dan in aanmerking waar na verloop van tijd een stationaire toestand intreedt.

Hieraan voldoen locaties met een relatief grote gebiedsstroming waar benedenstrooms ontwateringsmiddelen ontbreken. Winning van drinkwater in de omgeving van zulke locaties moet worden vermeden (vergelijkbaar met situatie 2A en B, en 3).

Wordt echter de voorkeur gegeven aan een verontreiniging, die saneerbaar is, dan komen locaties in aanmerking, waar de indringingsdiepte en de horizontale verplaatsing van verontreiniging beperkt blijft. In het algemeen komen hiervoor kwelgebieden in aanmerking (bijvoorbeeld situatie 4 en 5A).

3.6 Conclusies over de inrichting van meetnetten

De inrichting van meetnetten onder en rond afvalbergingen kan onder meer worden gebaseerd op voorgaande berekeningen. Het verloop van de stroomlijnen is berekend met het programma POLLUTE en het verloop van de verspreiding van stoffen is berekend met het programma TRANS voor verschillende afdichtingsniveaus van de afvalbergingen. Op basis van het verloop van de concentratie opgeloste stof in een bepaald punt (zgn. doorbraak-curve) kan de samenhang hiervan met de mate van afdichting worden bepaald.

Het doel van meetnetten is om vast te stellen of de bodem verontreinigd raakt en voorts om te bepalen of de voorzieningen (afdichtingslagen) (nog) aan de gestelde eisen voldoen. In een waarnemingsbuis kan pas een verontreiniging worden vastgesteld, als die daar ook daadwerkelijk is gearriveerd. Daarnaast moet de concentratie van de verontreinigende stof boven de detectiegrens liggen en voorts significant boven een eventuele achtergrondsconcentratie liggen. De opgeloste stof die als tracer fungeert, speelt een rol. Christensen et al. (1991) bevelen aan om hiervoor stoffen te nemen die niet worden geadsorbeerd of afgebroken en waarvan het verschil in concentratie in het percolaat en het oorspronkelijk grondwater zo groot mogelijk is. In het algemeen zijn geschikt: chloride, natrium, amonia en mangaan.

Een niet-uniforme kwaliteit van de afdichtingen kan een rol spelen. Daardoor kan de emissie lokaal groter zijn dan waarop volgens het ontwerp gerekend zou moet worden. Zulke onregelmatigeheden dienen in principe in een zo vroeg mogelijk stadium te worden ontdekt.

De tijdsduur tussen het eerste optreden van emissie en de eerste keer dat op een zekere afstand van de bron iets kan worden gemeten, komt globaal overeen met 0,4 keer de verblijftijd langs een stroomlijn tussen bron en observatiepunt voor de vier mogelijke tracers (afgeleid uit Christensen et al. 1991). De invloed van dispersie en diffusie spelen hierbij duidelijk een grote rol. Bij een emissie van 20 mm per jaar en een porositeit van 0,4 van de bodem, kan in een waarnemingspunt op 0,25 m van de bron, twee jaar na het begin van de emissie voor het eerst een verontreiniging worden gesignaleerd. Dit geldt voor conservatieve stoffen. Worden de stoffen geadsorbeerd, dan kan de responsetijd veel langer zijn, zelfs meer dan 30 jaar in deze situatie (Bijkerk, 1991).

Bij reeds bestaande afvalbergingen kan de kwaliteit van de voorzieningen worden afgeleid uit de indringingsdiepte van de verontreiniging onder de berging (alle situaties) en de dikte van de verontreinigde "pluim" (situaties 2A en 2B). In deze situaties is er geen significante samenhang tussen het verloop van de doorbraakcurve in het centrum van de verontreinigde pluim en de emissie. In stationaire gevallen (situatie 4) is de uitgestrektheid van het volume verontreinigde grond een maat voor de de mate van afdichting van de afvalberging.

LITERATUUR

BASS, J.M., W.L. LYMAN and J.P. TRATNYEK, 1985. *Assesment of synthetic membrane successes and failures at waste storage and disposal sites.* USA, USEPA, EPA/600/2/2-85/100.

BELMANS, C., J.G. WESSELING en R.A. FEDDES, 1983. 'Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE'. *Journal of Hydrology* 63: 271-286.

BEUVING, J., 1984. *Vocht- en doorlatendheidkarakteristieken, dichtheid en samenstelling van bodemprofielen in zand-, zavel-, klei- en veengronden.* Wageningen, ICW, Rapport 10.

BOEKELMAN, R.H., 1985. 'Tijdelijke opslagplaatsen voor verontreinigde grond (3), Enige overwegingen ten aanzien van de onderafdichting'. *Milieutechniek NR. 4.*

BOELS, D., 1991. *A sludge disposal site with low environmental impact.* Proceedings Sardinia, Third Int. Landfill Symp., Cagliari; 14-18 Oct 1991, p 1389-1405. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.

BOELS, D., 1993. *Studie naar onderafdichtingsconstructies voor afval- en reststofbergingen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 247.

BOELS, D. en W. TER Hoeven, 1990. 'Ontwerp en materiaalkeuze bij eindafdekking van stortplaatsen'. *Gemeentereiniging & Afvalmanagement,* 81, 4: 164-168.

BOGAARD, VAN DEN E.J.A.M., en J. HOEKS, 1988. *Milieu-effecten en milieutechnische maatregelen betreffende de stortplaats Linne/Montfort.* Wageningen, ICW, Rapport 25 nieuwe serie.

BOGAARD, VAN DEN E.J.A.M., en J. HOEKS, 1989. *Assesment of Environmental Impacts and control Measures at Waste Tips.* Sardinia, Proceedings Second International Landfill Symposium.

CHRISTENSEN, T.H., P. KJELDSEN and P.L. BJERG, 1991. *Monitoring of groundwater at sanitary landfills.* Proceedings Sardinia, Third Int. Landfill Symp., Cagliari; 14-18 Oct 1991, 1197-1213. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.

COMMISSIE VOOR DE MILIEU-EFFECTRAPPORTAGE, 1990. *Advies voor de inhoud van het milieu-effectrapport uitbreiding capaciteit stortplaats Spinder.* Utrecht, Commissie voor de milieu-effectrapportage.

FEDDES, R.A., P.J. KOWALIK en H. ZARADNY, 1978. *Simulation of field water use and crop yield.* Wageningen, PUDOC, Simulation Monographs.

FEDDES, R.A., 1987. 'Crop factors in relation to makkink reference - crop evapotranspiration'. *Evaporation and weather, proceedings and information no. 39*, TNO committee on hydrological research, 's Gravenhage. 33-44.

FEDDES, R.A., P. KABAT. P.J.T. VAN BAKEL, J.J.B. BRONSWIJK and J. HALBERTSMA, 1988. 'Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone - state of the art'. *Journal of Hydrology 100*: 69-111.

FRIND, E.O., 1990. 'Modelling of Multicomponent Transport With Microbial Transformation in Groundwater: The Fuhrberg Case'. *Water Resources Research*, Vol. 26, No. 8: 1701-1719.

HEER, E. DE, 1987. *Grondwaterkaart van Nederland.* Oosterwolde, DGV-TNO.

HOEKS, J., 1981. *Analytical solutions for transport of nonconservative contaminants in groundwater systems.* Wageningen, ICW, Technical bulletins, new series 16, 3.

HOEKS, J. en G.J. AGELINK, 1982. *Vermindering van de infiltratie van regenwater in afvalstortterreinen.* 's-Gravenhage, VROM, Staatsuitgeverij, Bodembeschermingsreeks nr. 10.

HOEKS, J., A.H. RYHINER en J. VAN DOMMELEN, 1987. *Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdichting op afvalstorttereinen.* Wageningen, ICW, Rapport 21.

HOEKS, J., H.P. OOSTEROM, D. BOELS, J.F.M. BORSTEN, K. STRIJBIS en W. TER HOEVEN, 1990. *Richtlijnen voor ontwerp en constructie van eindafdichtingen van afval en reststoffenbergingen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 91.

HOOGLAND, J.C., R.A. FEDDES, C. BELMANS, 1981. *Root water uptake model depending on soil water pressure head and maximum extraction rate.* 's-Gravenhage, International Society for Horticultural Science, no. 119.

KLIJN, F., 1989. *Landschapsecologische kartering Nederland: grondwaterrelaties.* Leiden, Centrum v. Milieukunde, RU Leiden, CLM-Mededelingen 51. Wageningen, STIBOKA-rapport nr. 2107.

KOOREVAAR, P., G. MENELIK and C. DIRKSEN, 1983. 'Elements of soil physics'. Amsterdam, *Elsevier Science Publishers* b.v., 115-126.

MAKKING, G.F., 1957. 'Testing the Penman formula by means of lysimeters'. *J. Inst. Water Eng. 11:* 277-288.

MESU, E.J., 1982. 'Einflussfaktoren auf den Wassergehalt von Mulldeponien'. In: *Gas- und Wasserhaushalt von Mulldeponien,* Internationale Fachtagung 29.9.-1.10.1982, Braunschweig. Techn. Univ. Braunschweig, Veroffentlichungen des Instituts fur Stadtbauwese, Heft 33.

MEYER DREES, F.J., 1985. 'Richtlijn gecontroleerd storten'. In: *Handleiding milieuhygiëne*, Hfdst H-3b. Samson, Alpen aan den Rijn.

MOE, 1988. *Engineered facilities at landfills that receive municipal and non-hazardous wastes*. Canada, Ministery of Environment.

MÜLLER-KIRCHBAUER, H. VON, J. ROGNER, W. MARKWARDT und W. FRIEDRICH, 1990. 'Wasser- und Gasdurchlässigkeit von Deponieoberflächendichtungen aus bindiger Erdstoffen'. *Müll und Abfall, 1:* 14-22.

OMMEN, H.C. VAN, 1985. 'The mixing-cell concept applied to transport of non-reactive and reactive components in soils and groundwater'. *Journal of Hydrology*, 78: 201-213.

PEERBOOM, J.M.P.M., 1990. *Waterhuishoudkundige schadefuncties op grasland.* Wageningen, Staring Centrum, Rapport 43.

PETTE, D., 1989. *Beschrijving van pakketten van voorzieningen en maatregelen conform de IBC-criteria.* Den Haag, Ministerie van VROM, Rapport BO-81.

PRASAD, R., 1988. 'A linear root water uptake model'. *Journal of hydrology*, 99,3/4: 297-306.

RIJTEMA, P.E., C.W.J. ROEST en J. PANKOW, 1986. *Onderzoek naar de waterbalans van vuilstortplaatsen.* Wageningen, ICW, Rapport 19.

SYRIOPOULOU, D., 1991. 'Two-Dimensional Modeling of Advection-Dominated Solute Transport in Groundwater by the Matched Artificial Dispersivity Method'. *Water Resources Research, 27,5*: 865-872.

VROM, 1985. *Richtlijn Gecontroleerd Storten.* 's Gravenhage, Samson.

WESSELING, J.G. en B.J. VAN DEN BROEK, 1988. 'Prediction of irrigation scheduling with the numeriacal model SWATRE'. *Agricultural Water Management 14:* 299-306.

WÖSTEN, J.H.M., M.H. BANNINK en J. BEUVING, 1986. *Waterretentie- en doorlatendheidkarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks.* Wageningen, ICW, Rapport 18.

NIET-GEPUBLICEERDE BRONNEN

BOELS, D., 1973. *Bepaling van het capillair geleidingsvermogen en een deel van de pF-curve in en proefopstelling van het R.I.D.* Wageningen, ICW, Nota 742.

BIJKERK, A.J., 1991. *Eisen waaraan een vuilstortplaats moet voldoen in enkele Westeuropese landen en een effectiviteitsanalyse met betrekking tot een minerale onderafdichting.* Wageningen, Landbouwuniversiteit, Doctoraalverslag voor de vakgroep Ruimtelijke Planvorming.

ELBERS, J.A., 1990a. *Wijzigingen SWACROP*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Interne mededeling 96.

ELBERS, J.A., 1990b. *Invoerbeschrijving SWACROP*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Interne mededeling 80.

ERNST, L.F., 1972. *De bepaling van de transporttijd van het grondwater bij stroming in de verzadigde zone*. Wageningen, ICW, nota 755.

GRAAF, M. DE, 1982. *Toepassen van het niet-stationaire model SWATRE op enkele veenkoloniale profielen*. Wageningen, ICW, Nota 1354.

GRAAF, M. DE en R.A. FEDDES, 1984. *Simulatie van de waterbalans van grasland in het Hupselse beekgebied over de periode 1976 t/m 1982*. Wageningen, ICW, Nota 1563.

GROENENDIJK, P., 1985. *A mixing cell solute transport model with exchange of cations in soils*. Wageningen, Institute for Water Management Research (ICW), Nota 1578.

GROENENDIJK, P., 1986. *Modellering van twee-dimensionaal transport van een conservatieve stof in de verzadigde zone. (Onderzoek naar de effecten van de wateraanvoer en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden; Deel 2)*. Wageningen, ICW, Nota 1736.

HOEKS, J., 1988. *Grondwaterkwaliteit in relatie tot grondwaterstroming. PHLO-cursus Waterkwaliteit Landelijke gebieden*. Wageningen, ICW, Nota 1880.

HOEKS, J., H. HOEKSTRA en A.H. RYINER, 1984. *Kolomproeven met percolatiewater uit een afvalstort. III: Gedrag van niet-verzuurd, gestabiliseerd percolatiewater in de bodem*. Wageningen, ICW, Nota 1530.

KOOPMANS, R.W.R., W.H. VAN DER MOLEN en H.C. van OMMEN, 1990. *Grondwaterstroming en -kwaliteit*. Wageningen, Landbouwuniversiteit, Collegediktaat vakgroep hydrologie, bodemnatuurkunde en hydraulica.

NASS, M.M, 1991. *Verspreiding van stoffen uit lokale bronnen*. Wageningen, Landbouwuniversiteit, Doctoraalverslag voor de vakgroep Ruimtelijke Planvorming.

PARKINSON, C.D., 1991. *The reliability of geomembranes as barriers to contaminant migration*. United Kingdom, Leamington Spa, Symposium Containment of pollution and redevelopment of closed landfill sites, 23-24 April, Paper 3.3

PEERBOOM, J.M.P.M., 1987. *Aanpassingen aan het model SWATRE t.b.v. de simulatie van het gedrag van zwellende en krimpende kleigronden*. Wageningen, ICW, Nota 1807.

POMPER, A.B., 1979. *De geologische en geohydrologische opbouw van Noord-Holland benoorden het IJ*. Wageningen, ICW, nota 1135.

WERKGROEP 'ZUID-HOLLAND', 1988. *Waterbehoefte Zuidhollandse Eilanden en Waarden.* Wageningen, ICW, Nota 1801.

ZEE, S.E.A.T.M. VAN DER, 1988. *Transport of solute in soil.* Wageningen, Landbouwuniversiteit, Dictaat Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding.