

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Gehalten in slib en concentraties in het bassinwater	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Belasting via gewas- en grondbehandeling	13
2.2.1 Modelbeschrijving	13
2.2.1.1 Gehalte in de grond bij het rooien van de bollen	13
2.2.1.2 Herverdeling van bestrijdingsmiddelen bij recirculerend spoelen	14
2.2.2 Invoergegevens en aannames	16
2.2.3 Resultaten van de berekeningen	19
2.2.3.1 Gehalten in grond bij het rooien van de bollen	19
2.2.3.2 Concentraties in het bassin en gehalten in het slib	19
2.3 Belasting van bassinwater via bolontsmetting	22
2.4 Discussie	23
2.4.1 Concentraties in het bassin	23
2.4.2 Gehalten in het slib	24
2.5 Conclusies	25
3 Omzetting van bestrijdingsmiddelen in spoelslib	27
3.1 Inleiding	27
3.2 Beleid en normen	27
3.3 Bestrijdingsmiddelen die zijn aangetroffen in spoelslib	29
3.4 Omzetting bestrijdingsmiddelen in spoelslib	30
3.5 Berekende afname in op de kant gezet slib	30
3.6 Discussie en conclusies	31
3.7 Aanbevelingen voor bevordering omzetting gebaseerd op ervaring met baggerspecie	33
4 Wegzijing van water door de bodem van het bassin	35
4.1 Inleiding	35
4.2 Hydrologisch model en geschematiseerde situaties	35
4.3 De verzadigde doorlatendheid van keileem en slib	38
4.4 Wegzijing door bassinbodem	39
4.5 Discussie en conclusies	41
5 Emissie van bestrijdingsmiddelen naar grondwater	43
5.1 Inleiding	43
5.2 Transportmodel	43

5.3 Berekeningen en resultaten	44
5.4 Discussie en conclusies	45
6 Aanbevelingen	49
Literatuur	51
<i>Aanhangsels</i>	
1 Concentraties bestrijdingsmiddelen in effluent van spoelinstallaties	55
2 Effect van onderbroken spoelen met omzetting van bestrijdingsmiddel in bassinwater	57
3 Model op basis van blokfront in bassin	59
4 Bemonstering van spoelwater van leliebollen op het gehalte aan carbendazim	61
5 Resultaten van de bepaling van de verzadigde doorlatendheid van de sliblaag in bloembollen spoelbassins	65

Woord vooraf

In 1995 heeft het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek (LBO) opdracht gegeven aan DLO-Staring Centrum (SC-DLO) om een studie te doen naar de emissies van bestrijdingsmiddelen bij het spoelen van bloembollen. Het onderzoek is begeleid door een commissie bestaande uit J. van Aartijk (LBO), H. Bouma (Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen, Kennemerland en West-Friesland), J. Visser (Zuiveringschap West-Overijssel), A. Vollebregt (KAVB), R. van de Werff (Provincie Zuid-Holland) en P. Wildschut (Gewest Kop van Noord-Holland). De commissie is tweemaal bijeen geweest.

Dank is verschuldigd aan de heren Smakman, Burger en Van Dijk omdat ze in de beginfase van het onderzoek gastvrij op hun bedrijf een toelichting gaven op de praktijk van het bollen spoelen. Informatie over het vrijkomen van bolontsmettingsmiddelen vanaf de bol tijdens het spoelen bleek beperkt. A. Koster en J. van Aartrijk (beiden LBO) voerden een eenvoudig experiment uit om deze leemte op te vullen. Gedurende het onderzoek bleek de doorlatendheid van de bassinbodem (voor water) van cruciaal belang. G. Veerman en H. Wösten van het bodemfysische laboratorium van SC-DLO hebben daarop de verzadigde doorlatendheid van enkele materialen bepaald. Dit was mogelijk dankzij bollentelers die de gelegenheid gaven om slibmonsters te nemen uit hun spoelbassin. Zij worden bedankt voor hun meewerking.

Aanbevelingen in paragraaf 3.7 voor het bevorderen van bestrijdingsmiddelen in op de kant gezet spoelslib werden gedaan door J. Harmsen (SC-DLO). Ten slotte zijn een aantal punten op de *i* gezet dankzij M. Leistra's (SC-DLO) kritische commentaar op het concept-eindrapport.

Samenvatting

Na de oogst van bloembollen moet in diverse situaties de aanhangende grond worden verwijderd door ze te spoelen met water. Bij de oogst zijn er veelal nog residuen van de bestrijdingsmiddelen aanwezig in/op de bollen en in de aanhangende grond. Bij het spoelen komen deze voor een deel in het spoelwater en in de sliblaag terecht. Het spoelwater en het slib worden opgevangen in ondiepe spoelbassins omringd door een aarden wal of uitgegraven in de bodem.

De doelstellingen van het onderzoek waren:

- (1) het krijgen van inzicht in de te verwachten gehalten van bestrijdingsmiddelen in het slib en concentraties in het bassinwater,
- (2) het geven van een schatting van de mate waarin de bestrijdingsmiddel-gehalten in het slib afnemen in de tijd nadat het slib op de kant is gezet,
- (3) het krijgen van inzicht in de mate van wegzijging van bassinwater door de bodem van het bassin en de invloed van een kleilaag op de wegzijging, en
- (4) het schatten van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het grondwater met het wegzijgende bassinwater.

Door middel van systeemanalyse is de wijze geanalyseerd waarop de belasting van bassinwater en slib met carbendazim, prochloraz, tolclofos-methyl en vinchlozolin tot stand komt, na veldtoepassing van deze middelen. In spoelslib zullen vooral middelen worden aangetroffen die sterk adsorberen aan organische stof en/of in hoge dosering worden toegepast, zoals tolclofos-methyl en prochloraz. Het hoogste berekende gehalte in spoelslib bedroeg 1,5-2,6 mg kg⁻¹ (afhankelijk van het soort gewas) voor de stof tolclofos-methyl. Het gehalte in spoelslib kan nooit hoger zijn dan die in grond waaruit de bollen zijn geoogst. Bestrijdingsmiddelen met een lage sorptiecoëfficiënt en/of dosering worden in lagere gehalten in spoelslib verwacht.

Residuen van bolontsmettingsmiddelen als captan, carbendazim en prochloraz kunnen in aanzienlijke concentraties van de bol vrijkomen bij het spoelen. Voor carbendazim zijn na toepassing als bolontsmettingsmiddel concentraties in het bassinwater te verwachten die variëren van 10 tot 200 µg l⁻¹. Captan hydrolyseert vermoedelijk snel in het bassinwater, en prochloraz adsorbeert sterk, zodat hun toepassing als bolontsmettingsmiddel niet zal leiden tot hoge concentraties in het bassinwater.

Gedurende het spoelproces wordt een toename berekend van bestrijdingsmiddelen in het recirculerende spoelwater. De snelheid van toename is o.a. afhankelijk van middeleigenschappen.

Het bezonken slib wordt na enige tijd uit het bassin gehaald en op de kant opgeslagen. Er is een schatting gemaakt van de afname in de tijd van de gehalten carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin in het op de kant gezet slib. Voor deze middelen bestaan geen streefwaarden, maar de berekende gehalten liggen na een jaar nog boven de strengste streefwaarde die er is voor een bestrijdingsmiddel in bodem. De omzetting van bestrijdingsmiddelen verloopt het snelst als het slib uitgespreid wordt over percelen.

Via wegzijging van bassinwater door de onderkant van het bassin zouden bestrijdingsmiddelen in het grondwater terecht kunnen komen. Met een eenvoudig hydrologisch model is de waterflux door de bassinbodem geschat, en daarmee de reistijd van het water. De verzadigde doorlatendheid, de belangrijkste parameter van het model, is experimenteel bepaald voor slib afkomstig van een bassin van zandgrond, voor slib van een bassin op zavelgrond en voor keileem. De verzadigde doorlatendheden lagen tussen 0,2 en 0,5 cm d⁻¹ voor alle drie de materialen, resulterend in waterfluxen tussen 4 en 5 cm d⁻¹. De waterhoogte in het bassin heeft slechts een beperkte invloed op deze waterflux. Het toepassen van klei met een verzadigde doorlatendheid van 0,001 cm d⁻¹ als afdichtende laag kan de waterfluxen door de bassinbodem sterk reduceren (tot 0,025 cm d⁻¹).

Voor een drietal bassins (een bassin zonder sliblaag, een bassin met een laag zavelstrib, en een bassin met een laag verdichte klei) is berekend wat de verwachte concentratie in grondwater zou zijn van de middelen carbendazim en tolclofos-methyl. Toleclofos-methyl adsorbeert redelijk sterk aan de bodem, carbendazim veel minder. Bij een bassinbodem van zavelstrib is berekend dat 96% van de in het bassinwater aanwezige carbendazim in het grondwater terecht kan komen. Bij een bassinbodem van verdichte klei is dit minder dan 1%.

1 Inleiding

Na de oogst van bloembollen moet in diverse situaties de aanhangende grond worden verwijderd door ze te spoelen met water. Met name bij de export dienen de bollen vrij te zijn van grond. Vóór het planten van de bloembollen worden deze veelal behandeld met bestrijdingsmiddelen (bolontmettingsmiddelen) om langdurige bescherming te krijgen tegen schadelijke bodemschimmels. Tijdens de veldperiode van de bollen wordt het gewas met bestrijdingsmiddelen behandeld. Bij de oogst zijn er veelal nog residuen van de bestrijdingsmiddelen aanwezig in/op de bollen en in de aanhangende grond. Bij het spoelen komen deze voor een deel in het bassinwater en in het spoelslib (de aanhangende grond) terecht. Per hectare kunnen er met de bollen enkele tientallen tonnen grond in het spoelproces terechtkomen (IKC-AT, 1991).

Het spoelwater en het slib worden afgevoerd naar ondiepe spoelbassins omringd door een aarden wal of uitgegraven in de bodem (fig. 1). Het aantal bassins varieert van één tot drie in serie geschakelde bassins. Het is de bedoeling dat zoveel mogelijk van het gebruikte spoelwater, na het uitzakken van de gronddeeltjes, opnieuw wordt gebruikt (recirculatie).

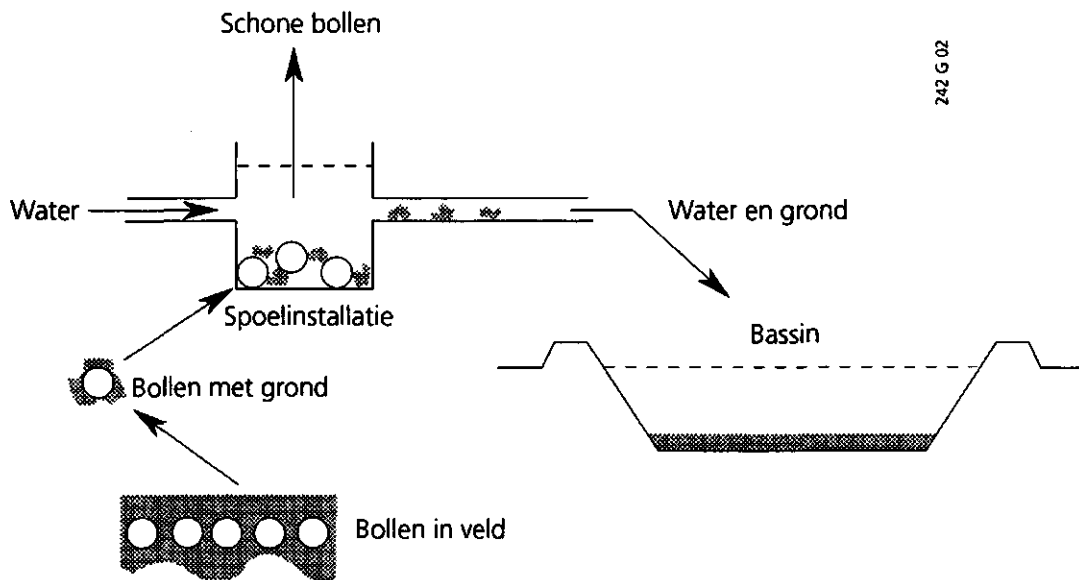


Fig. 1 Schematisatie van het spoelproces.

Uit onderzoek door het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen (1990) en het Zuiveringsschap West-Overijssel (Van Beek *et al.*, 1995) is gebleken dat het water en het slib in de bassins aantoonbare concentraties bevatten van enkele bestrijdingsmiddelen. De bestrijdingsmiddelen in het bassinwater vormen een zorg omdat ze mogelijk weglekken met het wegzijgende water door de onderkant van het bassin. De bestrijdingsmiddelen in het slib zijn mogelijk een probleem vanwege de normen die gelden voor het aanbrengen van slib op percelen van derden of voor het

gebruik als bouw materiaal. Maatregelen tegen deze problemen kunnen kostbaar zijn. Daarom is het zinvol om eerst een risicoschatting te maken van deze twee problemen en mogelijkheden te onderzoeken die de emissies kunnen verminderen, zoals het aanbrengen van een slecht doorlatende kleilaag op de bodem van het bassin. Daarvoor is het nodig om de emissies van bestrijdingsmiddelen via het slib en naar het grondwater te schatten en om het effect te bepalen van maatregelen die de emissies kunnen verminderen.

De doelstellingen van het onderzoek waren:

- (1) het krijgen van inzicht in te verwachten gehalten van bestrijdingsmiddelen in het slib en concentraties in het bassinwater,
- (2) het geven van een schatting van de mate waarin de bestrijdingsmiddel-gehalten in het slib afnemen in de tijd nadat het slib op de kant is gezet,
- (3) het krijgen van inzicht in de mate van wegzijging van bassinwater door de bodem van het bassin en de invloed van een kleilaag op de wegzijging,
- (4) het schatten van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het grondwater met het wegzijgende bassinwater.

Met behulp van eenvoudige modellen en schematisaties is geanalyseerd welke spoelsituaties het meest kwetsbaar zijn voor emissies via het slib en via het bassinwater, en welke bestrijdingsmiddel-eigenschappen daarbij een rol spelen.

Elk hoofdstuk in dit rapport behandelt één doelstelling. Hoofdstuk 2 beschrijft een eenvoudig model voor het berekenen van de gehalten van bestrijdingsmiddelen in het spoelslib en van de concentraties in het bassinwater. Met het model zijn berekeningen uitgevoerd voor de meest relevante stoffen. Hoofdstuk 3 beschrijft een model voor de afname van bestrijdingsmiddelen-gehalten in het slib dat op de kant is gezet. Van drie relevante bestrijdingsmiddelen zijn de gehalten in de tijd geschat en vervolgens vergeleken met de normen. Tevens zijn enkele aanbevelingen gedaan over de wijze waarop de omzetting van bestrijdingsmiddelen in het op de kant gezet spoelslib kan worden bevorderd. Hoofdstuk 4 beschrijft modellen voor het berekenen van de mate van wegzijging van bassinwater door de bodem van het bassin. Er zijn verzadigde doorlatendheden van slib en keileem gemeten. Berekeningen zijn uitgevoerd voor bassins respectievelijk boven en in het grondwater en voor het effect van een slecht doorlatende kleilaag op de wegzijging. Hoofdstuk 5 beschrijft een model voor het berekenen van de emissie van bestrijdingsmiddelen met het wegzijgende bassinwater naar het grondwater. Hiermee is de emissie van een zwak adsorberend bestrijdingsmiddel en een sterk adsorberend bestrijdingsmiddel naar het grondwater geschat. De hoofdstukken 2 tot en met 5 sluiten af met de conclusies behorend bij de doelstelling die in het desbetreffende hoofdstuk is behandeld. Hoofdstuk 6 besluit het rapport met de aanbevelingen.

2 Gehalten in slib en concentraties in het bassinwater

2.1 Inleiding

Met een eenvoudig model is de wijze geanalyseerd waarop de belasting van spoelwater en slib met bestrijdingsmiddelen tot stand komt. Getracht is hiermee een verklaring te vinden voor de beschikbare metingen in het slib en in het spoelwater. Het model geeft aan welke factoren in het spoelproces het gehalte in het slib en de concentratie in het bassinwater sterk kunnen beïnvloeden. Het model bestaat uit twee delen. Het eerste deel berekent het gehalte bestrijdingsmiddel in de grond die aan de bol hangt na het rooien. Het tweede deel berekent de concentraties in het bassinwater die optreden bij recirculatie via één bassin.

Er is te weinig informatie beschikbaar over het vrijkomen van bolontsmettingsmiddelen in het spoelwater tijdens het spoelen. De doseringen zijn relatief hoog ten opzichte van andere toepassingen. Verkeerde aannames over het vrijkomen van de bolontsmetters zouden de resultaten van de modelberekeningen ontkrachten. Daarom laten we de bolontsmetters buiten de berekeningen en wordt in paragraaf 2.3 een kwalitatieve beschouwing gegeven over de te verwachten concentraties en gehalten als gevolg van de toepassing van bolontsmettingsmiddelen.

Het model is toegepast op bestrijdingsmiddelen die frequent zijn aangetoond in het bassinwater van bloembollenbedrijven in concentraties hoger dan $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Hieraan voldoen de bestrijdingsmiddelen captan, carbendazim, prochloraz, tolclofos-methyl (Van Beek *et al.*, 1995) en vinchlozolin (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1990). Aanhangel 1 bevat een overzicht van de concentraties die zijn aangetoond in de genoemde studies. Lenacil is slechts op één bedrijf aangetroffen in het spoelwater; bovendien is inmiddels bekend dat de toelating van dit herbicide niet wordt verlengd.

2.2 Belasting via gewas- en grondbehandeling

2.2.1 Modelbeschrijving

2.2.1.1 Gehalte in de grond bij het rooien van de bollen

Om de concentratie tijdens het spoelen van de bollen te kunnen berekenen is het nodig om de aanvoer van bestrijdingsmiddel via de aanhangende grond te weten. Hiervoor moeten we een schatting maken van het gehalte in de grond op het tijdstip van het rooien van de bollen.

Er wordt een massa bestrijdingsmiddel $M_{p,0}$ toegepast in het veld. Tussen het tijdstip van doseren en het tijdstip van rooien wordt een deel van deze massa bestrijdingsmiddel omgezet. Uitgaande van de eerste-ordekinetiek is de afname van

de massa M_p in het veld te beschrijven via

$$M_p = M_{p,0} e^{-k_T t} \quad (2.1)$$

Hierin is k_T de snelheidscoëfficiënt van de omzetting (d^{-1}) en t is de tijd (d). De omzettingssnelheidscoëfficiënt is temperatuurafhankelijk. Het effect van de temperatuur op de coëfficiënt kunnen we schatten via een vereenvoudigde vorm van de Arrhenius vergelijking (Boesten, 1986)

$$k_T = k_{20} e^{0,08(T-20)} \quad (2.2)$$

Hierin is k_{20} de snelheidscoëfficiënt van de omzetting bij 20 °C (d^{-1}).

We nemen aan dat op het tijdstip van rooien de concentratie van het bestrijdingsmiddel homogeen verdeeld is tussen het bodemoppervlak en de rooidiepte. Daaronder is de concentratie nul. Deze aanname geldt voor stoffen die de bodem bereiken via bespuiting op het oppervlak en voor stoffen die worden ingewerkt. Voor gewasbehandelingen nemen we aan dat de helft van de dosering op het grondoppervlak terechtkomt, en dat de andere helft, die op het gewas terechtkomt, de grond nooit bereikt. Op het tijdstip van rooien kan het gehalte m_r (massa bestrijdingsmiddel per massa droge grond) dan berekend worden via

$$m_r = \frac{M_p}{d\rho} \quad (2.3)$$

Hierin is d de dikte van de rooilaag (m) en ρ de droge bulkdichtheid van de grond ($kg\ m^{-3}$). We gaan ervan uit dat m_r het gehalte is dat via de grond aan de bol in het spoelproces terechtkomt.

2.2.1.2 Herverdeling van bestrijdingsmiddelen bij recirculerend spoelen

Tijdens het spoelen verdeelt het bestrijdingsmiddel zich over grond en water. Hiervoor zijn van belang de water/slib-verhouding en mate waarin een bestrijdingsmiddel wordt geadsorbeerd door de grond. Voor de meeste bestrijdingsmiddelen geldt dat het organische-stofgehalte bepalend is voor de sorptiecapaciteit van de grond.

We gaan uit van evenwichtsinstelling van het bestrijdingsmiddel over het water en het slib in de spoelinstallatie. De adsorptiecoëfficiënt van het bestrijdingsmiddel geeft de verdeling over vaste en de vloeibare fase, uitgaande van een lineaire sorptieisotherm

$$X = K c_e \quad (2.4)$$

Hierin is X het gehalte bestrijdingsmiddel dat is geadsorbeerd ($kg\ kg^{-1}$) en K is de sorptiecoëfficiënt ($m^3\ kg^{-1}$) en c_e is de concentratie in de vloeibare fase. K wordt geschat via

$$K = f_{om} K_{om} \quad (2.5)$$

Hierin is f_{om} de fractie organische stof (kg kg^{-1}) in de grond en K_{om} de coëfficiënt voor de adsorptie van het bestrijdingsmiddel aan organische stof ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$). De spoelinstallatie is schematisch weergegeven in figuur 1. De massabalans voor het bestrijdingsmiddel in de spoelinstallatie is

$$Qc_i + Gm_r = (Q + WG)c_e + GKc_e \quad (2.6)$$

Hierin is c_i de concentratie in het influent van de spoelmachine (kg m^{-3}), Q het waterdebiet ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), G het gronddebiet (kg h^{-1}) en W het vochtgehalte van de grond die de spoelinstallatie ingaat ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$). De concentratie in het effluent van de spoelinstallatie c_e is dan

$$c_e = \frac{Qc_i + Gm_r}{Q + WG + GK} \quad (2.7)$$

Voor niet-recirculerende systemen is de influentconcentratie c_i in de meeste gevallen gelijk aan nul, zodat vergelijking (2.7) vereenvoudigt tot

$$c_e = \frac{m_r}{\frac{Q}{G} + W + K} \quad (2.8)$$

Bij recirculatie van het spoelwater wordt het bassinwater opnieuw gebruikt om te spoelen. Daardoor kan er een zekere opbouw van de concentratie bestrijdingsmiddel in het spoel- en bassinwater plaatsvinden. De omloopsnelheid van het bassinwater is van belang voor de mate waarin de concentratie in het bassin toeneemt.

Bij recirculatie en volledige menging van effluent van de spoelmachine met het bassinwater volgt de differentiaalvergelijking voor de concentratie in het bassinwater, c_b (kg m^{-3}), uit de materiaal-balans:

$$\frac{Vdc_b}{dt} = Q(c_e - c_b) - Vk_b c_b \quad (2.9)$$

Hierin is k_b de snelheidscoëfficiënt voor de omzetting van het bestrijdingsmiddel in het bassinwater (d^{-1}) en V het volume van het bassin (m^3). Aangenomen wordt dat het adsorptie-evenwicht met het slib in het bassin (dat zich afzet in een laag) blijft bestaan.

De omzettingsterm ($Vk_b c_b$) maakt de oplossing complex, terwijl alleen in bijzondere gevallen omzetting in het bassinwater effect heeft (bijvoorbeeld bij snelle hydrolyse van de stof). In aanhangsel 2 is de oplossing afgeleid van vergelijking (2.9) met omzetting in het bassinwater.

In deze systeemanalyse nemen we aan dat tijdens spoelpauzes er geen omzetting van het bestrijdingsmiddel plaatsvindt in het bassin ($k_b=0$). De concentratie in het water dat uit het bassin wordt gepompt (om mee te spoelen) is gelijk aan de concentratie in het bassin $c_i = c_b$. De oplossing van de differentiaalvergelijking met $t = 0$; $c_b = c_{b,0}$ en substitutie van c_e uit vergelijking (2.7) luidt:

$$c_b = (c_{b,0} - \frac{m_r}{W+K}) e^{-\frac{Q}{V} \frac{G(W+K)}{Q+G(W+K)} t} + \frac{m_r}{W+K} \quad (2.10)$$

Bij toenemende tijd nadert de e-machts term naar nul en nadert de concentratie in het bassin het maximum ($m_r/(W+K)$). In die toestand is er sorptie-evenwicht van de vochtige grond in het hele bassin.

Een alternatief voor de aanname van volledige menging van het effluent met het bassinwater is dat 'pistonflow' van het effluent door het bassin wordt aangenomen. Dit houdt in dat er volstrekt geen menging optreedt; dit is dus het andere uiterste. In aanhangsel 3 is het pistonflow-model afgeleid. De resultaten van berekeningen verschillen nauwelijks van de resultaten van het volledige-mengingmodel.

2.2.2 Invoergegevens en aannames

Teeltgegevens en doseringen

Met behulp van de vergelijkingen uit paragraaf 2.2.1 zijn berekeningen uitgevoerd voor de bestrijdingsmiddelen carbendazim, prochloraz, tolclofos-methyl en vinchlozolin, in de gewassen tulp en lelie. Tulp en lelie zijn gewassen die op grote schaal worden geteeld. Tulpen worden gespoeld in de zomer-spoelperiode (juli/augustus) en lelies in de najaars-spoelperiode (oktober/december). In dit onderzoek vertegenwoordigen tulp en lelie de twee spoelperioden. De dikten van de rooilagen zijn aangegeven in tabel 1.

Ook irisbollen en gladiolenknollen worden veelal gespoeld na het rooien. Resultaten gevonden voor tulp en lelie zijn niet zonder meer overdraagbaar naar iris en gladiool. Zeker voor gladiool geldt dat de hoeveelheid bolontsmettingsmiddelen die met het plantgoed wordt meegegeven beduidend lager is (circa factor 5) dan die voor de andere gewassen. Ook tolclofos-methyl wordt in dit gewas niet gebruikt. Het middel carbendazim wordt in zowel iris als gladiool slechts incidenteel toegepast.

Carbendazim en prochloraz worden in het veld o.a. toegepast als gewasbehandeling ter bestrijding van Botrytis-schimmels, bijvoorbeeld in een twee-wekelijkse bespuiting met een basismiddel van bijvoorbeeld chloorthalonil/prochloraz (prochloraz 0,225 kg ha⁻¹) aangevuld met carbendazim (0,075 kg ha⁻¹) en vinchlozolin (0,125 kg ha⁻¹). Tulpen worden circa zes maal bespoten en lelies circa negen maal.

Tabel 1 Invoergegevens voor de gewassen.

Gewas	Dikte rooilaag (m)	Teeltperiode
Tulp	0,1	15 oktober - 1 juli
Lelie	0,15	15 maart - 1 november

Tolclofos-methyl wordt als regeltoepassing in het veld éénmalig toegediend bij het planten: 1/3 op de bollen, 1/3 in de regel op de terugvallende grond en 1/3 over de grond. De geadviseerde dosering per hectare is 12 kg actieve stof. Onderzoek naar de mogelijkheden voor vermindering van de dosering is gaande. Ook neemt een ander middel (flutolanil) met een lagere K_{om} -waarde, een gedeelte van de toepassing over. Bij tulpen wordt tolclofos-methyl regelmatig toegepast, bij lelies incidenteel.

We nemen aan dat de doseringen van carbendazim, prochloraz en vinchlozolin die als gewasbehandeling worden toegepast voor de helft op de grond terecht komen en voor de andere helft op het gewas (en de grond niet bereikt). Het gewas wordt twee-wekelijks bespoten met een mengsel van o.a. carbendazim, prochloraz en vinchlozolin. In de systeemanalyse worden tulpen tweewekelijks bespoten van 16 april tot en met 1 juli. Lelies worden tweewekelijks bespoten van 1 mei tot en met 1 september. Tabel 2 geeft de doseringen die op basis van het voorgaande als invoergegevens zijn gebruikt voor de berekeningen.

Tabel 2 Cumulatieve doseringen van de bestrijdingsmiddelen (kg ha^{-1}) voor grond- en gewasbehandeling van tulp en lelie gebruikt als invoergegevens voor de berekeningen. De getallen zijn cumulatief over de teeltperiode.

Bestrijdingsmiddel	Tulp		Lelie	
	grond	gewas	grond	gewas
Carbendazim		0,45		0,675
Prochloraz		1,35		2,03
Tolclofos-methyl	12		12	
Vinchlozolin		0,75		1,125

Eigenschappen van bestrijdingsmiddelen en grondsoorten

In tabel 3 zijn de halfwaardetijd en sorptiecoëfficiënt van de bestrijdingsmiddelen gegeven. De omzettingssnelheid is gekarakteriseerd door de halfwaarde tijd ($DT_{50} = \ln(2)/k_T$): de tijd die nodig is om een gehalte tot de helft van het oorspronkelijke gehalte te doen afnemen. De waarden zijn gemiddelden zoals genoemd in de milieufiches van het RIVM gemaakt in het kader van de toelating. Een uitzondering hierop is de halfwaardetijd van carbendazim. Voor carbendazim zijn er zeven metingen in de milieufiche vermeld, variërend van 12 tot 320 dagen. Bij een zo scheve verdeling van de halfwaarde tijd is de mediane waarde de beste schatter van de verwachting; dat is 33 dagen.

Voor het omrekenen van de massa's per oppervlakte naar de gehalten per kg grond nemen we een bulkdichtheid (ρ) van de grond van 1400 kg m^{-3} .

Tabel 3 Adsorptiecoëfficiënt op organische-stofbasis, K_{om} , en halfwaardetijd van de bestrijdingsmiddelen. Halfwaardetijden zijn voor bouwvoormateriaal bij 20°C .

Bestrijdingsmiddel	Halfwaardetijd (d)	K_{om} ($\text{dm}^3 \text{ kg}^{-1}$)	Referentie
Carbendazim	33	18	Maslankiewicz en Linders (1993)
Prochloraz	151	6000	De Jong (1989)
Tolclofos-methyl	66	1560	Visser en Linders (1992)
Vinchlozolin	23	157	Mensink <i>et al.</i> (1992)

Bollen worden geteeld op zand (1-2% organische stof), lichte zavel (2-4% org. stof), zware zavel (4-6% org. stof), venig zand (4-8 % org. stof) en klei (> 10% org. stof). Het organischestofgehalte is belangrijk want het bepaalt de mate waarin het bestrijdingsmiddel wordt geadsorbeerd. De berekeningen zijn uitgevoerd met drie organischestofgehalten: met 1,5% (zand), 5% (zware zavel) en 10% (klei).

Ingevoerde bodemtemperaturen

De omzetting in het veld is berekend met de vergelijkingen (2.1) en (2.2). Vanaf het toepassingstijdstip werd de stof omgezet met een voor de temperatuur gecorrigeerde snelheidscoëfficiënt. Voor het berekenen van de temperatuurscorrectie is gebruik gemaakt van maandnormalen voor de luchttemperatuur in Nederland zoals gegeven in tabel 4 (normalen zijn gemiddelden over een lang tijdsverloop). De gemiddelde temperatuur in de grond is bij benadering gelijk aan de gemiddelde luchttemperatuur.

Tabel 4 Maandnormalen van de temperatuur (gemiddelden van de 15 hoofdweerstations in Nederland) in °C op 1,5 m boven de grond voor de periode 1961-1990 (KNMI, 1992)

Maand	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Temperatuur	2,2	2,5	4,9	7,9	12,1	15,0	16,6	16,7	14,1	10,6	6,1	3,3

Eigenschappen van spoelbassin en spoelproces

Als bij aanvang van het recirculerend spoelen er nog geen bestrijdingsmiddel aanwezig is in het bassin dan volgt een toename van de concentratie en het gehalte in de tijd tot een maximum. De dimensies van het bassin bepalen de periode die nodig is om tot dat maximum te komen.

De parameter-waarden voor een realistische spoelsituatie zijn gegeven in tabel 5. De verhouding spoelwater/grond (Q/G) in de berekeningen is geschat op $10 \text{ dm}^3 \text{ kg}^{-1}$. In de praktijk is de variatie hierin groot. Voor zandgronden is de hoeveelheid aanhangende grond in de meeste gevallen kleiner, terwijl bij bollen geteeld op kleigrond de hoeveelheid aanhangende grond vaak groter is.

Tabel 5 Karakteristieken gekozen voor spoelbassin en spoelproces.

Parameter	Eenheid	Waarde
Bassinvolume (V)	m^3	2000
Water debiet (Q)	$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$	100
Spoelverhouding water/grond (Q/G)	$\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$	0,010
Bulkdichtheid grond (ρ)	kg m^{-3}	1400
Vochtgehalte natte grond (W)	$\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$	0,000308

In een spoelperiode van twee maanden zijn er circa 50 spoeldagen van 5 uur; dus 250 spoeluren in een spoelperiode. In de berekeningen is geen rekening gehouden met omzetting van de middelen in het bassinwater, zodat geen rekening hoeft te worden gehouden met de pauzes tussen het spoelen.

2.2.3 Resultaten van de berekeningen

2.2.3.1 Gehalten in grond bij het rooien van de bollen

De doseringen uit tabel 2 zijn gecombineerd met de aannames voor grond- en gewasbehandeling. De omzetting in de veldperiode in combinatie met de aangenomen toepassingstijdstippen geeft voor elk van de middelen het gehalte op tijdstip van rooien in het veld. De resultaten van de berekeningen staan vermeld in tabel 6.

Tabel 6 Berekende massa bestrijdingsmiddel in de rooilaag van tulpen en lelies per ha en per kg grond (m_r) op tijdstip van rooien, berekend met de vergelijkingen (2.1) - (2.3).

Bestrijdingsmiddel	Areïeke massa (kg ha^{-1})	Gehalte (mg kg^{-1})
Tulpen		
Carbendazim	0,115	0,08
Prochloraz	0,579	0,4
Tolclofos-methyl	3,61	2,6
Vinchlozolin	0,148	0,1
Lelies		
Carbendazim	0,079	0,04
Prochloraz	0,718	0,3
Tolclofos-methyl	3,19	1,5
Vinchlozolin	0,034	0,02

De gehalten carbendazim en vinchlozolin zijn het laagst omdat de doseringen lager zijn dan die van de andere middelen en omdat hun omzetting sneller verloopt. Prochloraz-doseringen zijn hoger dan die van de andere gewasbehandelingen en prochloraz heeft een lagere omzettingssnelheid. Tolclofos-methyl wordt toegepast in een relatief hoge dosering; daarom is bij het rooien het gehalte hoog ten opzichte van dat van de andere middelen.

De gehalten in de aanhangende grond van lelies zijn lager dan in die van tulpen. Dit is ten eerste het gevolg van de aanname dat bestrijdingsmiddelen zich verdelen over de rooilaag, die bij lelies 50 % dikker is dan bij tulpen. Ten tweede wordt er van uitgegaan dat de periode tussen de laatste gewasbespuiting en het rooien langer is. In deze periode wordt in de grond aanwezige stof wel omgezet, maar niet aangevuld.

2.2.3.2 Concentraties in het bassin en gehalten in het slib

De gehalten van de bestrijdingsmiddelen in de aanhangende grond zoals berekend in voorgaande paragraaf zijn gebruikt om de concentraties in het bassinwater te berekenen met vergelijking (2.10). In figuur 2 is weergegeven hoe de toename van de concentratie van carbendazim, prochloraz, tolclofos-methyl en vinchlozolin in de tijd is bij het spoelen van tulpen afkomstig van zandgrond (1,5% organische stof). Figuur 2 laat zien dat de snelheid waarmee de concentratie toeneemt naar het maximum verschilt voor de vier bestrijdingsmiddelen. De sterk adsorberende middelen tolclofos-methyl en prochloraz zitten al dicht bij hun maximum na 50 spoeluren,

oftewel 2,5 maal verversing van het bassin. Bij sterkere adsorptie bezinkt een groter deel van het middel met het slib en ontstaat er eerder een stationaire situatie wat betreft aanvoer en 'afvoer'. Bij zwakker adsorberende middelen bezinkt er relatief weinig middel en loopt de concentratie in het bassinwater veel langduriger op. Het matig adsorberende vinchlozolin heeft 150-200 spoeluren nodig om het maximum te benaderen. Het zwak adsorberende carbendazim bereikt het maximum niet binnen een spoelperiode van twee maanden.

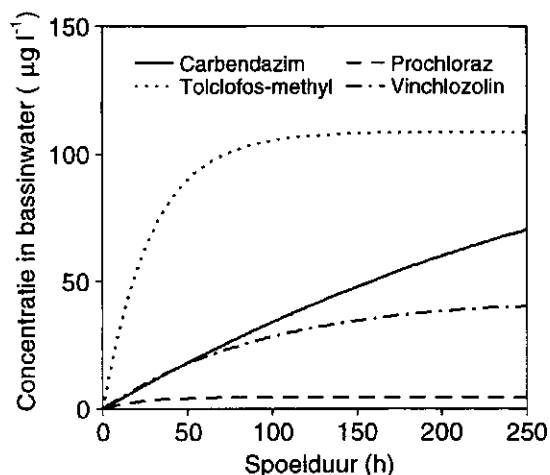


Fig. 2 Concentraties carbendazim, prochloraz, tolclofos-methyl en vinchlozolin in het bassinwater als functie van de spoelduur bij recirculerend spoelen van tulpen geteeld op zandgrond. De parameters voor het bassin en het spoelproces zijn vermeld in tabel 5.

In tabel 7 is voor twee representatieve extremen wat betreft organischestofgehalten; zand en klei, en voor een tussenliggende grondsoort, zware zavel, het resultaat van de berekeningen gegeven. De concentraties in het bassinwater en de gehalten in het slib gaan naar een maximum. In tabel 7 is de maximumconcentratie bestrijdingsmiddel in het bassinwater gegeven.

Tabel 7 Maximum concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) van de bestrijdingsmiddelen in het bassinwater bij recirculerend spoelen van tulpen en lelies als functie van de grondsoort, zoals berekend met vergelijking (2.10). De concentraties zijn gebaseerd op gewas- en grondbehandelingen, dus zonder bolontsmetting.

Bestrijdingsmiddel	Zand	Zware zavel	Klei
	1,5% org. stof	5% org. stof	10% org. stof
Tulpen			
Carbendazim	142	68	39
Prochloraz	5	1	1
Tolclofos-methyl	109	33	17
Vinchlozolin	44	14	7
Lelies			
Carbendazim	65	31	18
Prochloraz	4	1	1
Tolclofos-methyl	64	19	10
Vinchlozolin	6	2	1

De maximale concentratie carbendazim in het bassin van $142 \mu\text{g l}^{-1}$ wordt niet bereikt binnen een spoelperiode (fig. 2). De concentraties van de andere middelen komen binnen een spoelperiode wel dicht bij de maximale concentratie. Voor carbendazim is een aanvullende berekening uitgevoerd waarbij rekening werd gehouden met een halfwaardetijd in het bassinwater van 49 d bij 15°C (zie aanhangsel 2). Dit heeft als resultaat dat na 250 spoeluren de concentratie in het bassinwater circa $3 \mu\text{g l}^{-1}$ is.

Vergelijking van de gehalten in de grond uit tabel 6 met de maximale concentraties in tabel 7 geeft aan dat de adsorptie van de stof even belangrijk is als de mate van blootstelling. Het gehalte carbendazim in de grond aan de tulpen is het laagst (tabel 6), terwijl de eind-concentratie in het bassinwater het hoogst is (tabel 7). De relatief geringe bezinking van carbendazim aan het slib in het bassin speelt dus een belangrijke rol. De aanvoer van tolclofos-methyl met aanhangende grond is verreweg het grootst (tabel 6), maar door de sterke adsorptie bezinkt een groot deel hiervan met het slib. De bassinconcentratie loopt daardoor niet extreem hoog op (tabel 7). De concentratie van prochloraz in het bassinwater is het laagst door de combinatie van matige aanvoer (tabel 6) en verreweg de sterkste adsorptie (tabel 3).

De concentraties in het bassinwater zijn het hoogst bij de zandgrond, omdat het organische-stofgehalte daarvan het laagst is en dus relatief weinig adsorptie van bestrijdingsmiddelen plaatsvindt aan de organische stof. De concentraties in het bassinwater nemen af met het toenemen van het organische-stofgehalte van de grond.

In het bassinwater van tulpen zijn de berekende concentraties in het bassin hoger dan die in het bassinwater van lelies. De oorzaak hiervan is dat de aanhangende grond bij het rooien van lelies lagere gehalten bevat (tabel 6).

De gehalten in het (waterverzadigde) slib die kunnen ontstaan na lang recirculerend spoelen zijn dezelfde als in de aanhangende grond zoals weergegeven in tabel 6. De stationaire situatie is dat aanvoer via aanhangende grond gelijk is aan bezinking met slib. De gehalten in beide media moeten dan gelijk zijn (geen afname). De concentratie in het gerecirculeerde spoelwater is dan opgelopen tot de concentratie in de bodemoplossing van de aanhangende grond. Dus zijn de eindconcentratie (van grond in bassinwater) en het eindgehalte in het slib snel in te schatten. De gehalten in het slib zijn nooit hoger dan de gehalten in aanhangende grond die van het veld komt.

De tolclofos-methyl-gehalten in het slib zijn hoger dan 1 mg kg^{-1} omdat het in hoge dosering wordt toegepast, traag wordt omgezet in grond en daardoor nog aanwezig is in de aanhangende grond bij het rooien. Daarnaast adsorbeert tolclofos-methyl sterk aan de grond. De berekende gehalten carbendazim, prochloraz en vinchlozolin zijn lager dan $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, omdat bij het rooien van de bollen de gehalten relatief laag zijn. Dus de aanvoer van carbendazim, prochloraz en vinchlozolin via gewas en grondbehandeling geven geen extreem hoge gehalten in het slib. Carbendazim bereikt binnen een spoelperiode niet het maximum in slib; dus het gehalte ligt na 250 uur spoelen nog beneden het maximum.

2.3 Belasting van bassinwater via bolontsmetting

Captan, carbendazim en prochloraz zijn ook bolontsmettingsmiddelen. De bollen worden gedompeld in een oplossing vlak voor ze de grond ingaan. De opname door de bollen is circa 0,1 l vloeistof per kg bollen, zowel bij tulpen als bij lelies (mondelinge mededeling A. Koster (LBO), 1995). Tulpebollen worden ontsmet met 2,5 g l⁻¹ captan, lelies met 5 g l⁻¹ captan. Uitgaande van het planten van 10 000 kg bollen per ha, komt bij het planten met de tulpebollen 2,5 kg ha⁻¹ captan in het veld (0,1 l x 10 000 kg bollen ha⁻¹ x 2,5 g l⁻¹) en bij lelies 5 kg ha⁻¹. Evenzo geldt dat bij concentraties in de ontsmettingsvloeistof van 2 g l⁻¹ carbendazim en 1,5 g l⁻¹ prochloraz de hoeveelheden in het veld respectievelijk 2 kg ha⁻¹ en 1,5 kg ha⁻¹ zijn (bij tulpen en lelies gelijk).

Er was geen informatie beschikbaar over het vrijkomen van bolontsmettingsmiddelen tijdens spoelen. De doseringen van de bolontsmettingsmiddelen zijn deels relatief hoog ten opzichte van toepassingen op het gewas (zie tabel 2). Om hun werk goed te kunnen doen is het nodig dat ze de hele veldperiode de bol beschermen, zodat er bij het rooien nog steeds middelen aan/in de bol moeten zitten. Daarom is op het LBO een eenvoudige proef uitgevoerd met ontsmette lelies (zie aanhangsel 4). De lelies waren vlak voor het planten ontsmet met o.a. 5 g l⁻¹ carbendazim. De massa-verhouding bol/water was 1:10. Simulatie van het spoelproces leverde een concentratie van 24-45 µg l⁻¹ bij op zandgrond geteelde lelies, en 115 µg l⁻¹ bij op zavel geteelde lelies. Bij het spoelen van lelies zijn dus concentraties carbendazim in de ordegrrootte van 10-200 µg l⁻¹ te verwachten in het directe effluent van de spoelmachine (zie aanhangsel 4). Metingen van carbendazim in bassinwater (zie aanhangsel 1) geven waarden tot 407 µg l⁻¹ in effluent van niet-circulerende systemen. Dat wijst erop dat bij het spoelen inderdaad carbendazim van de bollen vrijkomt.

Van captan en prochloraz zijn geen gegevens beschikbaar over het vrijkomen van de stoffen tijdens spoelen, en er zijn gezien de grote onzekerheid in vrijkomende concentraties geen zinvolle aannames te doen. Hoge concentraties captan in het bassin als gevolg van het vrijkomen tijdens het spoelen van de bollen worden niet verwacht want captan hydrolyseert zeer snel in water, met een halfwaardetijd van circa een dag (Van Gestel *et al.*, 1985). Dit komt overeen met de metingen van captan in spoelwater van maximaal 17 µg l⁻¹ (zie aanhangsel 1). Concentraties prochloraz in het spoelwater worden sterk gereduceerd als gevolg van de sterke adsorptie van prochloraz aan grond. Prochloraz-concentraties van hoger dan 8 µg l⁻¹ zijn niet aangetroffen (zie aanhangsel 1). Er is veel onzekerheid over de mate van omzetting van de bolontsmettingsmiddelen op/in de bollen tijdens de teelt en aan de mate waarin residuen vrij kunnen komen bij spoelen na oogst.

2.4 Discussie

Bij de vergelijking van metingen en berekeningen moet bedacht worden dat het model een aantal sterke vereenvoudigingen bevat:

- (1) het gehalte aan bestrijdingsmiddel is constant over de rooidiepte op het moment van rooien,
- (2) er is sorptie-evenwicht volgens een lineaire sorptie-isotherm tijdens het spoelen,
- (3) de gemiddelde K_{om} en halfwaardetijd uit de milieufiche is van toepassing,
- (4) er is geen omzetting in het bassin.

In het algemeen is te verwachten dat deze vereenvoudigingen tot een overschatting van de concentraties en gehalten leiden (b.v. als sorptie niet op evenwicht is dan lagere concentraties in het bassinwater). De overschatting is waarschijnlijk het grootst voor het sterk adsorberende prochloraz; door de sterke sorptie is het onwaarschijnlijk dat het middel tot de rooidiepte uitspoelt.

2.4.1 Concentraties in het bassin

Uit de concentratiemetingen voor bestrijdingsmiddelen in bassinwater blijkt dat de concentraties per stof zeer variabel zijn (zie aanhangsel 1): voor carbendazim is de hoogste concentratie 1000 maal zo hoog als de laagste concentratie. De grootste bron van de variatie is de fluctuatie in de tijd per bassin. Deze wordt vermoedelijk veroorzaakt door de verschillen in de gehalten in de aangevoerde grond en bollen. Voor de modelstoffen valt uit de concentratiemetingen in het bassinwater globaal de volgende trend af te leiden: de gemiddelde carbendazim-concentratie is van de orde van $50 \mu\text{g l}^{-1}$ en de gemiddelde concentratie prochloraz, tolclofos-methyl en vinchlozolin is van de orde van enkele microgrammen per liter. Merk op dat de waargenomen concentraties het gevolg zijn van zowel bolontsmetting als gewas- en grondbehandelingen.

De verwachte concentraties gebaseerd op de berekeningen en de resultaten van de LBO-proef over het vrijkomen van carbendazim van de bollen kloppen qua ordegrootte goed voor carbendazim, prochloraz en vinchlozolin. Voor tolclofos-methyl zijn de gemeten concentraties lager dan verwacht: dit is mogelijk te wijten aan een te laag geschatte waarde van de adsorptie-coëfficiënt K_{om} (Van Harten, 1995).

Vinchlozolin is in recirculerende systemen gemeten tot $5,2 \mu\text{g l}^{-1}$. De concentraties zijn veelal lager dan berekend. Vinchlozolin adsorbeert matig aan grond; daardoor is de opbouw naar de maximale concentratie in een spoelperiode langzaam. Bij metingen in het spoelseizoen wordt niet het maximum verwacht. De gehalten vinchlozolin in de aanhangende grond zijn mogelijk lager dan berekend, want er is in het laboratorium versnelde omzetting van vinchlozolin aangetoond bij pH-waarden groter dan 5,0 (Walker *et al.*, 1986; Slade *et al.*, 1992). Walker *et al.* vinden een factor twee verschil in halfwaarde tijd tussen omzetting bij pH 5,7 (DT50 70 dagen) en pH 6,5 (DT50 30 dagen). Het gemiddelde voor vinchlozolin in tabel 3 is gebaseerd

op drie gronden; loamy sand (pH 6,8) DT50 = 44 dagen; clay loam (pH 7,0) DT50 = 22 dagen en sandy loam (pH 7,4) DT50 = 4 dagen. Er lijkt een pH-effect te zijn, wat wijst op hydrolyse. Szeto *et al.* (1989) heeft hydrolyse van vinchlozolin aangetoond in een waterige buffer. De pH waarden uit de milieufiche zijn ook rond 7, dus het gemiddelde dat in de fiche is gegeven, is een goede uitgangswaarde. De halfwaardetijden bepaald door Walker *et al.* (1986) zijn niet meegenomen omdat ze voor gronden met lagere pH zijn bepaald.

De grondsoort is van belang vanwege de adsorptie aan organische stof. Voor sterk adsorberende stoffen als prochloraz is bij iedere grondsoort de concentratie in het bassinwater laag. Voor zwakker adsorberende stoffen als carbendazim is de concentratie relatief hoog en het organische-stofgehalte van de grond bepaalt hoe hoog.

Om het slib te kunnen verwijderen is het in sommige gevallen nodig om het bassin leeg te pompen. Als 1000 m³ bassinwater met daarin 142 µg l⁻¹ carbendazim (tabel 7) wordt versproeid op 1 ha grond komt dat overeen met een belasting van 0,142 kg ha⁻¹. Dit is minder dan 1/3 van de cumulatieve carbendazim-dosering in een teeltseizoen van tulpen. De hoeveelheid bassinwater die op het perceel wordt gesproeid komt overeen met een regenbui van 100 mm water. Het gevolg van zo'n grote watergift voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen op het perceel is niet direct te beantwoorden.

2.4.2 Gehalten in het slib

Vergelijking van de gehalten berekend (tabel 6) met gemeten gehalten (tabel 8) in slib levert voor carbendazim de indicatie op dat de berekende gehalten aan de lage kant zijn. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door het feit dat bolontsmetting niet in de berekeningen is meegenomen.

De berekende gehalten van tolclofos-methyl in slib zijn hoger dan het gemiddelde van de metingen (tabel 8), maar lager dan het maximum gemeten gehalte. De overeenkomst tussen berekeningen en metingen is dus redelijk.

Vinchlozolin is gemeten in gehalten van gemiddeld 0,35 mg kg⁻¹, terwijl de berekende gehalten 0,1 mg kg⁻¹ of lager zijn. De metingen zijn afkomstig van één bedrijf. Dit maak een vergelijking met globale berekeningen zoals in tabel 6 weinig zinvol omdat specifieke omstandigheden (b.v. doseringstijdstippen) grote invloed kunnen hebben op het gemeten resultaat.

2.5 Conclusies

De berekeningen met het eenvoudige model konden de gemeten concentraties in de meeste gevallen redelijk verklaren voor prochloraz en vinchlozolin. Het model overschatte de concentraties tolclofos-methyl in het bassinwater.

De berekeningen geven aan dat meetbare concentraties van captan, carbendazim en prochloraz kunnen vrijkomen van de bol bij het spoelen. Voor carbendazim zijn na toepassing als bolontsmettingsmiddel concentraties in het bassinwater te verwachten die variëren van 10 tot 200 $\mu\text{g l}^{-1}$. Voor captan en prochloraz zijn geen goede schattingen te maken van deze concentraties. De vermoedelijk snelle hydrolyse van captan in bassinwater zou de concentratie in recirculerende systemen duidelijk kunnen verlagen. Prochloraz adsorbeert zodanig sterk aan het slib dat de toepassing als bolontsmettingsmiddel niet zal leiden tot concentraties in het bassinwater die sterk afwijken van die berekend voor toepassing als gewasbehandelingsmiddel.

Bestrijdingsmiddelen die in hoge dosering worden toegepast en sterk adsorberen aan grond, zoals tolclofos-methyl en prochloraz, kunnen tot een gehalte van enkele milligrammen per kilogram in het slib voorkomen.

De meest bepalende factoren voor de concentraties in het bassinwater bij het spoelen van bloembollen zijn: het gehalte in de aanhangende grond en mate van adsorptie aan de grond.

De gehalten aan bestrijdingsmiddellen in het spoelslib zijn na lang recirculeren maximaal gelijk aan de gehalten in de aan de bol hangende grond bij het rooien.

Bij sterk adsorberende stoffen als prochloraz en tolclofos-methyl is de concentratie in het water dat de spoelinstallatie verlaat vrijwel gelijk voor circulerende en niet-circulerende systemen; de circulatie levert dus vrijwel geen concentratieverhoging op. Bij zwak adsorberende stoffen (zoals vermoedelijk carbendazim) kan de concentratieverhoging ten gevolge van circulatie geruime tijd (weken) aanhouden; de circulatie levert hier dus een aanzienlijke concentratieverhoging op.

3 Omzetting van bestrijdingsmiddelen in spoelslib

3.1 Inleiding

De grond die aan de bollen hangt bezinkt na het spoelen in het bassin. Het bezonken slib wordt regelmatig uit het bassin gehaald en op de kant opgeslagen. Na enige maanden wordt het slib uitgespreid over het land of afgevoerd voor gebruik als bouw materiaal (bijvoorbeeld in geluidswallen). In het slib zijn residuen van bestrijdingsmiddelen aanwezig, zoals blijkt uit de modelberekeningen en uit metingen. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de afname van de gehalten bestrijdingsmiddel in het slib dat op de kant ligt.

De analyse is uitgevoerd voor carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin, middelen die zijn aangetroffen in het slib in de onderzoeken van Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (1990) en Van Beek *et al.* (1995). De gegevens over de omzetting van de bestrijdingsmiddelen zijn gebaseerd op de kennis die er is over omzetting in bouwvoormateriaal. Uitgaande van de gehalten die zijn berekend in hoofdstuk 2 en de omzetting die voor de temperatuur is gecorrigeerd is een schatting gemaakt van de afname in de tijd. De berekende gehalten zijn getoetst aan de normen. Tenslotte volgen enkele aanwijzingen voor het bevorderen van de omzetting in het slib.

Het slib bestaat, afhankelijk van de herkomst, veelal voor een groot deel uit zand. Als er met zavel of klei wordt gespoeld ontstaan op de bodem van het bassin ook lagen van fijnere deeltjes, die bij het droogvallen van het bassin krimp scheuren vertonen zoals die ook worden waargenomen bij zware komklei. Het slib is goed stapelbaar op de kant te zetten. Slib afkomstig van zavel kan onderscheidbare kleilige lagen te zien geven in de slibhoop. Het grootste deel bestaat meestal uit zandig materiaal. De kleilagen drogen slecht op. Sommige bedrijven keren het slib regelmatig om het drogen te bevorderen. Na enkele maanden is het slib droog genoeg om het af te voeren voor gebruik als bouw materiaal.

3.2 Beleid en normen

Het slib dat bezinkt in een spoelbassin en daar daarna uit verwijderd wordt, is een afvalstof op grond van de Afvalstoffenwet, omdat de verwijderaar zich ervan moet ontdoen. Bij het verspreiden van slib over het land wordt het onderdeel van de bodem. Op grond van het zorgplichtartikel van de Wet Bodembescherming dient dan in principe getoetst te worden aan de streefwaarden. Op welke wijze dit zorgplichtartikel invulling wordt gegeven bij toepassing van spoelslib op agrarische grond wordt in het Doelgroepenoverleg Bloembollen nader uitgewerkt (Persoonlijke mededeling E. Versloot). Bij het verspreiden van het spoelslib op het eigen perceel kan worden aangenomen, dat de samenstelling van het slib niet belangrijk verschilt van die van de bouwvoor. Verspreiden van slib over percelen van derden kan bij

overschrijding van de streefwaarden leiden tot verontreiniging van die percelen en is op grond daarvan in strijd met de Wet bodembescherming (Leidraad Bodembescherming, 1995). De van toepassing zijnde regelgeving wordt hieronder beschreven.

Als het slib wordt uitgespreid over percelen van derden, dan gelden de streefwaarden volgens de Wet Bodembescherming (Ministerie van VROM, 1996). Voor 13 bestrijdingsmiddelen worden streefwaarden genoemd. De hoogste streefwaarde is $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ voor o.a. DDT. Streefwaarden voor een groot aantal andere bestrijdingsmiddelen worden genoemd in de Notitie milieukwaliteitsdoelstelling bodem en water (Tweede Kamer der Staten-Generaal, 1991). De hoogste streefwaarde die wordt genoemd is $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ voor o.a. triazofos. De laagste streefwaarden is $0,02 \mu\text{g kg}^{-1}$ voor malathion, voor veel andere middelen wordt de detectielimiet als streefwaarde genoemd. Deze streefwaarden gelden voor een standaardbodem met 10% organische stof. De streefwaarden worden bij organischestofgehalten tussen 2% en 30% gecorrigeerd met behulp van onderstaande vergelijking (Leidraad Bodembescherming, 1995)

$$\text{Streefwaarde} = \frac{\% \text{ organische stof}}{10} \times \text{streefwaarde bij 10\% organische stof}$$

Voor bodems met organischestofgehalten van minder dan 2% en meer dan 30% worden respectievelijk 2% en 30% organische stof aangehouden. Dus bij bodems met een organische-stofgehalte van 2% en lager zijn de streefwaarden vijf maal zo laag als bovengenoemd.

Als slib in een werk wordt gebruikt, bijvoorbeeld als ophoogmateriaal, worden de gehalten getoetst aan de normen van het Bouwstoffenbesluit, en zolang die nog niet gelden aan het IPO-interimbeleid secundaire grondstoffen (Provincie Zuid-Holland, 1995). Het slib is 'schone' grond als het voldoet aan de streefwaarden voor bodemkwaliteit. Dan mag het 'niet-terugneembaar' worden toegepast. Als de streefwaarden worden overschreden en de som van de organochloorbestrijdingsmiddelen en de som van niet-chloorbestrijdingsmiddelen (samenstellingswaarde) zijn beide kleiner dan $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ dan mag de grond terugneembaar worden toegepast. Dan valt het slib in de categorie van secundaire grondstoffen. 'Terugneembaar' wil zeggen dat grond zodanig wordt toegepast dat deze andere grond niet kan verontreinigen (dus niet kan mengen) door bijvoorbeeld folies te gebruiken. De samenstellingswaarde voor materialen met een organischestofgehalte anders dan 10% moet met bovengegeven vergelijking worden omgerekend, met op de plaats van de streefwaarde ingevuld samenstellingswaarde (Persoonlijke mededeling A. van den Akker, Provincie Zuid-Holland). Voor slib met een organischestofgehalte van minder dan 2% zijn de samenstellingswaarden waarop getoetst moet worden dus vijf maal zo laag.

Als het bestrijdingsmiddelgehalte hoger is dan 50 mg kg^{-1} , dan moet het worden afgevoerd als chemisch afval volgens het BAGA-besluit (Centrale Raad voor de Milieuhygiëne, 1989).

Als de gehalten van het slib liggen tussen de bovengrens voor de toepassing als secundaire grondstof en de ondergrens voor chemisch afval, dan moet het slib worden afgevoerd als gewoon afval.

In de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (Tweede Kamer der Staten-Generaal, 1991) zijn geen streefwaarden gegeven voor grond/sediment voor carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin.

3.3 Bestrijdingsmiddelen die zijn aangetroffen in spoelslib

De aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in slib afkomstig uit spoelbassins is onderzocht op 9 bedrijven in Noord-Holland door het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (1990) en op vijf bedrijven in de Noordoostpolder door Van Beek *et al.* (1995). In tabel 8 zijn de gehalten en het aantal malen dat een stof is aangetroffen weergegeven.

Tabel 8 Gehalten aan bestrijdingsmiddelen in mg kg^{-1} grond (op droge-stofbasis) in slib uit de bezinkbassins van negen bollenbedrijven in Noord-Holland (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1990) en op 5 bollenbedrijven in de Noordoostpolder (Van Beek *et al.*, 1995)

Bestrijdingsmiddel	Positieve metingen (totaal)	Laagste gehalte (mg kg^{-1})	Hoogste gehalte (mg kg^{-1})	Gemiddelde gehalte (mg kg^{-1})
Captan ¹	1 (3)	0,049	0,049	0,049
Carbendazim ¹	12 (14)	0,017	0,630	0,189
Parathion-methyl ¹	1 (12)	0,02	0,02	0,02
Tolclofos-methyl ¹	6 (12)	0,02	4,00	0,77
Aldicarb ²	2 (2)	0,04	0,19	0,12
Lenacil ²	5 (14)	0,03	0,38	0,15
Vinchlozolin ²	6 (9)	0,03	1,40	0,35
CS ₂ ^{2,3}	16 (19)	0,01	5,80	0,72

¹ Noordoostpolder

² Noord-Holland

³ Het gehalte CS₂ is een indicatie voor het gehalte aan maneb/zineb.

Bij de frequentie van het aantal positieve metingen is voor de Noordoostpolder rekening gehouden met het feit of het middel ook wordt toegepast in het bedrijf. Voor Noord-Holland zijn geen gegevens vermeld over welke middelen op de bedrijven zijn toegepast.

Captan, parathion-methyl en aldicarb zijn slechts één of twee maal aangetroffen en de gehalten zijn laag. Daarom zijn ze niet in beschouwing genomen voor het berekenen van de omzetting. Lenacil is buiten beschouwing gelaten omdat de gehalten die zijn aangetroffen lager zijn dan 1 mg kg^{-1} . De werkzame stoffen van maneb en zineb zijn niet rechtstreeks meetbaar vanwege onzekerheid over hun omzettingspatroon. Om deze reden laten we maneb en zineb in onze analyse buiten beschouwing. De gehalten carbendazim zijn ook niet hoog, maar het is een stof die in het verleden meermalen in hoge concentraties in het oppervlaktewater is aangetroffen. We schatten de omzetting in op de kant gezet slib van carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin, die alle drie meermalen in slib zijn aangetroffen.

3.4 Omzetting bestrijdingsmiddelen in spoelslib

De mate van omzetting is geschat door de afname in de tijd te berekenen in afhankelijkheid van de temperatuur. De temperatuur is een belangrijke factor voor de snelheid waarmee de gehalten in het slib afnemen. We nemen twee realistische uitgangssituaties:

- (1) twee weken na de start van het spoelseizoen voor tulpen wordt het slib op de kant gezet (begin juli); bij kleine bassinvolumes kan dat dan al noodzakelijk zijn,
- (2) halverwege de spoelperiode in het najaar wordt het slib op de kant gezet (begin november).

De halfwaardetijden van carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin zijn gegeven in tabel 3. Omdat het slib kort na het op de kant zetten nog nat en mogelijk anaëroob is nemen we een veiligheidsmarge voor de omzettingssnelheid door de halfwaarde tijden uit tabel 3 met een factor twee te vermenigvuldigen. Er is geen literatuur beschikbaar over de omzetting van de drie stoffen onder anaërobe omstandigheden.

De gehalten op 1 juli zijn de gehalten in het slib van het spoelen van tulpen, en die op 1 november zijn van het spoelslib van lelies. De halfwaardetijden waarmee is gerekend waren voor carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin respectievelijk 66, 132 en 46 dagen (bij 20°C). De omzettingssnelheid is gecorrigeerd voor de temperatuur met vergelijking (2.2).

Berekeningen zijn uitgevoerd met als initiële gehalte het tolclofos-methylgehalte voor tulpen in het slib (tabel 6). De gehalten carbendazim en vinchlozolin uit de systeemanalyse zijn al dermate laag dat de omzetting in het slib niet meer relevant is. Daarom gebruiken we de éénmalig gemeten hoge gehalten van 0,63 mg kg⁻¹ voor carbendazim en 1,4 mg kg⁻¹ voor vinchlozolin uit tabel 8.

3.5 Berekende afname in op de kant gezet slib

De resultaten van de berekeningen over de afname in het slib dat in de zomer op de kant is gezet staan in figuur 3a. De lijnen zijn berekend met vergelijking (2.1) Het gehalte tolclofos-methyl neemt in een jaar af tot ongeveer de helft van het initiële gehalte. Kort na het op de kant zetten van het slib verloopt de omzetting het snelst omdat in de zomer de temperatuur het hoogst is. Het carbendazim gehalte neemt in een jaar af tot ongeveer een derde van het initiële gehalte. Vinchlozolin is na een jaar afgenomen tot minder dan 0,2 mg kg⁻¹.

In figuur 3b is te zien de gehalten in de eerste maanden relatief weinig afnemen. Dit is het gevolg van de lage temperaturen in de winter, waarbij omzetting veel trager verloopt. Het initiële gehalte tolclofos-methyl van het spoelslib van lelies is lager dan bij tulpen (tabel 6), zodat de gehalten over de hele doorgerekende periode lager zijn dan in het spoelslib van tulpen. Het verschil in afname in de eerste drie maanden tussen de twee figuren is het grootst voor tolclofos-methyl.

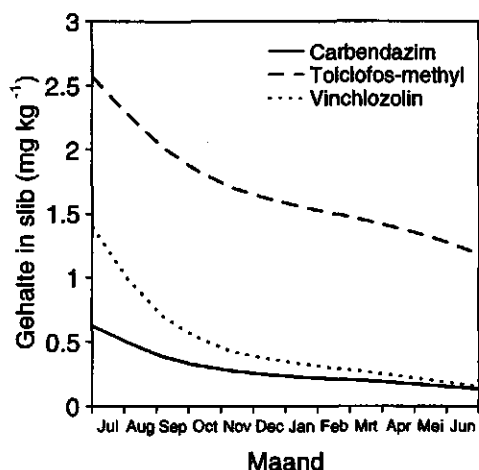


Fig. 3a Gehalten carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin als functie van de tijd in spoelslib dat op 1 juli op de kant is gezet

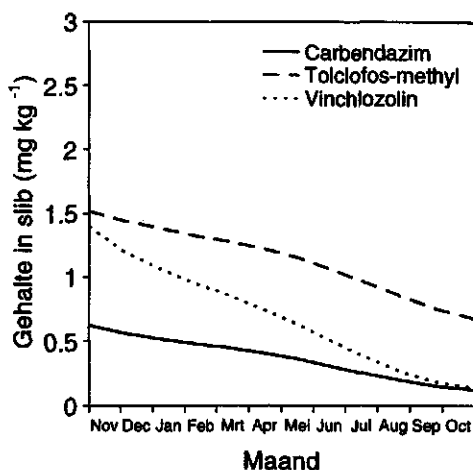


Fig. 3b Gehalten carbendazim, tolclofos-methyl en vinchlozolin als functie van de tijd in spoelslib dat op 1 november op de kant is gezet

3.6 Discussie en conclusies

De metingen zoals vermeld in tabel 8 zijn gehalten die gemeten zijn in slib uit het spoelbassin. Deze zijn niet bruikbaar om de afname in de tijd te toetsen aan berekende gehalten.

De afname van gehalten aan bestrijdingsmiddelen in op de kant gezet spoelslib is gering in de winter. Als er bestrijdingsmiddelen aanwezig zijn in het slib in gehalten die te hoog zijn, kan het slib het best een zomer op de kant blijven staan.

Het terugbrengen van het slib naar percelen is milieukundig gezien de beste oplossing. De omzetting van de bestrijdingsmiddelen die nog aanwezig zijn in het slib verloopt in de meeste gevallen sneller onder veldomstandigheden dan in een slibhoop, o.a. vanwege de betere beluchting.

De gehalten van de drie middelen in het spoelslib van bloembollen, hoogst gemeten en berekend, zijn hoger dan de maximale streefwaarde voor grond (tabel 9). Deze streefwaarde is zo laag dat zij praktisch altijd wordt overschreden in grond die normaal landbouwkundig gebruikt wordt. De hoogst gemeten en berekende gehalten in slib overschrijden tevens de samenstellingswaarde (voor de som van bestrijdingsmiddelen) voor bouw materiaal dat 'terugneembaar' mag worden aangebracht (Provincie Zuid-Holland, 1995).

De omzetting van bestrijdingsmiddelen in op de kant gezet spoelslib zoals berekend in paragraaf 3.5 geeft in een jaar tijd voor vinchlozolin een afname van circa een factor 10 tot voor tolclofos-methyl een factor 2.

Tabel 9 Gehalten aan bestrijdingsmiddelen in mg kg^{-1} (op droge-stofbasis); gemeten in slib uit de bezinkbassins (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1990; Van Beek et al., 1995), berekende gehalten na een half jaar op de kant (slib van tulpen) en streefwaarden voor de bodem of toepassing van het slib als secundaire grondstof. Er is uitgegaan van slib met $< 2\%$ organische stof.

Bestrijdingsmiddel	Gemeten		Berekend		Streefwaarden	
	laagste	hoogste	bouwvoor	slib	grond	secundaire grondstof
Carbendazim	d.l.	0,6	0,08	0,3	$< 0,002^1$	$0,1^2$
Tolclofos-methyl	d.l.	4,0	2,6	1,5	$< 0,002^1$	$0,1^2$
Vinchlozolin	d.l.	1,4	0,1	0,3	$< 0,002^1$	$0,1^2$

d.l. Meting beneden detectielimiet.

¹ Uitgaande van maximale streefwaarde voor o.a. triazofos, voor drie genoemde middelen worden geen streefwaarden genoemd in de Leidraad Bodembescherming (Ministerie van VROM, 1996) of Notitie Milieukwaliteitsdoelstelling bodem en water (Tweede Kamer der Staten Generaal, 1991).

² Samenstellingswaarde, geldt voor de som van bestrijdingsmiddelen.

Het middel tolclofos-methyl is mogelijk een probleemstof vanwege het relatief hoge gehalte in slib. Nader onderzoek naar de omzetting van tolclofos-methyl onder omstandigheden die in de slibhoop heersen, is nodig om duidelijk maken of er specifieke maatregelen moeten worden genomen.

Het uitspreiden van slib leidt niet tot veel hogere gehalten bestrijdingsmiddelen in de grond dan bij normaal landbouwkundig gebruik van de grond. Uitspreiden van bijvoorbeeld 100 000 kg slib met een carbendazimgehalte van $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ slib (circa twee maanden na op de kant zetten, fig. 3a) over 1 ha grond is gelijk aan een dosering van $0,05 \text{ kg carbendazim per ha}$. Gedurende de veldperiode van tulpen komt er circa $0,22 \text{ kg ha}^{-1}$ op de grond terecht (de helft van de $0,45 \text{ kg ha}^{-1}$ uit tabel 2 belandt op het gewas). Dus de carbendazim-bijdrage van het uitspreiden van slib op de grond in vergelijking met het telen van tulpen is circa 22%. Eenzelfde berekening met vinchlozolin (1 mg kg^{-1} slib) en tolclofos-methyl (2 mg kg^{-1} slib) leidt tot bijdragen als gevolg van uitspreiden van circa 27% en 2%.

Er zijn geen berekeningen uitgevoerd voor de som aan bestrijdingsmiddelen in het slib, die nodig is voor toetsing aan het IPO-interimbeleid secundaire grondstoffen. De hoge eisen die gesteld worden aan materiaal te gebruiken als bouwstof (niet-terugneembaar) leiden ertoe dat de gehalten van één middel in het slib ook na één jaar de samenstellingswaarde nog overschrijden.

De gehalten in het spoelslib zijn al meteen na het spoelen veel lager dan de norm voor chemisch afval.

De stof flutolanil is mogelijk een vervanger voor tolclofos-methyl. De dosering van flutolanil is de helft (6 kg ha^{-1}) ten opzichte van tolclofos-methyl, zodat ook het gehalte in de aanhangende grond lager zal zijn. Daarentegen is de halfwaardetijd van 601 dagen (Jansma en Linders, 1992) bijna tien maal zo groot als die van tolclofos-methyl, zodat de omzetting in slib en grond veel trager verloopt. Het is daarom te verwachten dat vervanging van tolclofos-methyl door flutolanil tot hogere gehalten in het slib zal leiden.

3.7 Aanbevelingen voor bevordering omzetting gebaseerd op ervaring met baggerspecie

DLO-Staring Centrum heeft veel ervaring met de omzetting van organische microverontreinigingen in baggerspecie. In deze paragraaf wordt getracht deze ervaring te benutten om tot aanbevelingen te komen over de bevordering van de omzetting van bestrijdingsmiddelen in spoelslib.

Baggerspecie wordt als het schoon genoeg is op de kant gezet, waar het ontwaterd en in de bodem wordt ingewerkt. Deze procedure mag worden toegepast als de specie aan de juiste criteria voldoet. Bij het opstellen van de criteria is voorbij gegaan aan het reinigende vermogen in de grond op de kant. Onder aërobe omstandigheden worden veel stoffen afgebroken. Dit aspect wordt momenteel door SC-DLO onderzocht voor de Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK).

Voor baggerspecie is de eerste ontwateringstap essentieel. Baggerspecie bevat zeer veel water (tot 70%), waardoor de specie anaëroob is. Het water moet verdwijnen om plaats te maken voor de noodzakelijke zuurstof, m.a.w. het watergevulde poriënvolume moet voor een deel worden vervangen door een luchtgevulde poriënvolume. Voor baggerspecie blijkt dit proces de beperkende stap te zijn, zeker als met grotere laagdikten wordt er gewerkt (Wieggers en Bezemer, 1995). De waterdoorlatendheid kan zeer laag zijn, waardoor er onvoldoende water kan draineren. De verdamping en andere wijzen van afvoer van water zullen daarom voor ontwatering moeten zorgen. Wordt gewerkt met een dunnere laag (ca. 30 cm), dan kan bij verspreiding in een periode met neerslagtekort de baggerspecie in een kortere periode (1-2 maand) ontwateren tot een bewerkbare grond (Van den Toorn en Hooijer, 1995).

Baggerspecie is in de sloot gedurende een groot aantal jaren gevormd onder anaërobe condities. Spoelslib is hier in beperkte mate mee vergelijkbaar. Als er sprake is van het enkele malen per jaar legen van het reservoir dan zal er nog geen sprake zijn van een waterbodenvorming. Het slib zal dan nog de structuur hebben van de oorspronkelijk afgespoelde grond. De waterdoorlatendheid zal nog niet de beperkende factor zijn bij ontwatering en het slib zal snel kunnen ontwateren. Voorwaarde is wel dat het slib in een droge periode wordt verspreid, waarin de afgevoerde hoeveelheid water groter is dan de hoeveelheid neerslag. Zodra het slib droog genoeg is kan het worden bewerkt en zullen de aërobe omstandigheden omzetting mogelijk maken. In Nederland wordt de maximale ontwatering bereikt door het slib in maart/april op de kant te zetten (Harmsen *et al.*, 1996).

Indien het slib om de paar jaar uit een permanent gevuld reservoir wordt verwijderd, dan zal in het reservoir een zekere waterbodenvorming zijn opgetreden. De vergelijkbaarheid met baggerspecie wordt dan groter, waardoor de ontwatering moeilijker zal gaan. Voor de ontwatering zal meer tijd nodig zijn, in welke periode nog geen sprake kan zijn van aërobe omzetting.

Samengevat kan worden gesteld, dat de gebruikte middelen mogelijk het snelst worden omgezet in het op de kant gezette slib bij een zo kort mogelijke verblijftijd

van het spoelslib in de bassins. Bij het drogen is het zaak zo snel mogelijk de voor omzetting noodzakelijke aërobe condities te bereiken. Dit kan door de laagdikte van de spoelspecie zo klein mogelijk te houden (tot 30 cm). Bewerken en verspreiden in een periode met neerslagtekort zal het droogproces bespoedigen.

4 Wegzijing van water door de bodem van het bassin

4.1 Inleiding

Wegzijing van bassinwater door de bodem van het bassin kan leiden tot emissie van bestrijdingsmiddelen naar het grondwater. Via het grondwater en via drains kunnen de bestrijdingsmiddelen terechtkomen in het oppervlaktewater. Met een eenvoudig hydrologisch model is een schatting gemaakt van de waterflux door de bodem van het bassin. Hierbij rekenen we de volgende varianten door.

1. Een bassin zonder sliblaag op de bodem: een bassin dat net in gebruik is genomen.
2. Een bassin met sliblaag op de bodem. De sliblaag die gevormd wordt door het sedimenteren van de aan de bol hangende grond doet de waterflux afnemen. De aangevoerde grondsoorten zullen invloed hebben op de doorlatendheid van de sliblaag.
3. Een bassin met een laag keileem op de bodem. Om de waterstroming uit het bassin te verminderen kan een laag klei of keileem op de bodem van het bassin worden aangebracht.

Het hydrologische model is gebruikt om de invloed van de sliblaag en van een laag keileem op de waterflux uit het bassin te berekenen. De berekeningen zijn uitgevoerd met gemeten verzadigde doorlatendheden van twee typen slib en van in de praktijk toegepaste keileem. Met behulp van de berekeningen kan de reistijd van het bassinwater naar de grondwaterspiegel worden berekend. Aan de hand van de reistijd zal in hoofdstuk 5 een schatting worden gemaakt van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het grondwater.

4.2 Hydrologisch model en geschematiseerde situaties

Waterstroming door de onderkant van het bassin levert de belangrijkste bijdrage aan de totale waterflux naar het grondwater. De zijkanten van het bassin zijn kleiner qua oppervlak en hebben te maken met een kleinere waterdruk van water in het bassin dan de bassinbodem. Daarom beperken we ons hier tot de waterstroming door de onderkant van het bassin, dus tot de verticale stroming. Met behulp van de theorie over de gradiënt in hydraulische potentiaal als drijvende kracht bij de waterstroming (zie bijvoorbeeld Koorevaar *et al.*, 1983) kunnen we de waterflux door de bodem van het bassin berekenen.

De hydraulische potentiaal wordt uitgedrukt in stijghoogte H (m); deze is de som van de drukhoogte h (m), en de plaatshoogte z (m).

$$H = h + z \quad (4.1)$$

Als er een verschil in stijghoogte is tussen twee plaatsen, dan ontstaat er een waterstroming van hoge naar lage stijghoogte. De waterflux q (m d^{-1}) door een laag hangt

af van de weerstand die de laag biedt. De weerstand van een laag is het quotiënt van de dikte van die laag Δz en de doorlatendheid K (m d^{-1}). Voor de waterflux door een laag geldt de Wet van Darcy:

$$q = -K \frac{\Delta H}{\Delta z} \quad (4.2)$$

Met bovenstaande theorie is de wegzijging uit een bassin naar het grondwater te berekenen. Voor drie mogelijke varianten van spoelbassins wordt een oplossing gegeven: een bassin boven het grondwater, met en zonder slecht doorlatende laag en een bassin in het grondwater met slecht doorlatende laag.

De eerste variant is het bassin boven het grondwater zonder slecht doorlatende laag op de bodem. De referentiehoogte $z=0$ is gekozen op de grondwaterspiegel (zie figuur 4a). De laag onder het bassin is goed doorlatend. Bij het vullen van het bassin raakt die laag waterverzadigd en geldt de verzadigde doorlatendheid van die laag voor de te berekenen waterflux. Voor dit geval geldt

$$q = -K_o \frac{\Delta z_w + \Delta z_o}{\Delta z_o} \quad (4.3)$$

Hierin is K_o de verzadigde doorlatendheid van de laag onder het bassin (m d^{-1}), Δz_o de dikte van de laag onder het bassin (m) en Δz_w de dikte van de waterlaag in het bassin (m).

De tweede variant is het bassin boven het grondwater met een slecht doorlatende laag op de bodem. Bovenop de bassinbodem ligt een slecht doorlatende laag die de waterflux naar het grondwater verlaagt (zie figuur 4b). De dikte van de laag is Δz_s (m) en de verzadigde doorlatendheid is K_s (m d^{-1}). We nemen aan dat de slecht doorlatende laag verzadigd is. De slecht doorlatende laag heeft tot gevolg dat de zandlaag onder het bassin niet waterverzadigd wordt; daarom treedt onverzadigde waterstroming op. De waterflux door de twee lagen is gelijk. De verandering van de drukhoogte met de diepte in de slecht doorlatende laag is te berekenen via

$$\frac{\Delta h_s}{\Delta z_s} = -\frac{q_s + K_s}{K_s} \quad (4.4)$$

Hierin is Δh_s het drukhoogteverschil over de slecht doorlatende laag (m) en q_s de waterflux door de slecht doorlatende laag (m d^{-1}).

De onderliggende laag is niet waterverzadigd; het vochtgehalte varieert met de diepte. Voor de verandering van de drukhoogte met de diepte (dh_g/dz_g) in de niet-waterverzadigde laag onder het bassin geldt

$$\frac{dh_g}{dz_g} = -\frac{q_g + K_g(h)}{K_g(h)} \quad (4.5)$$

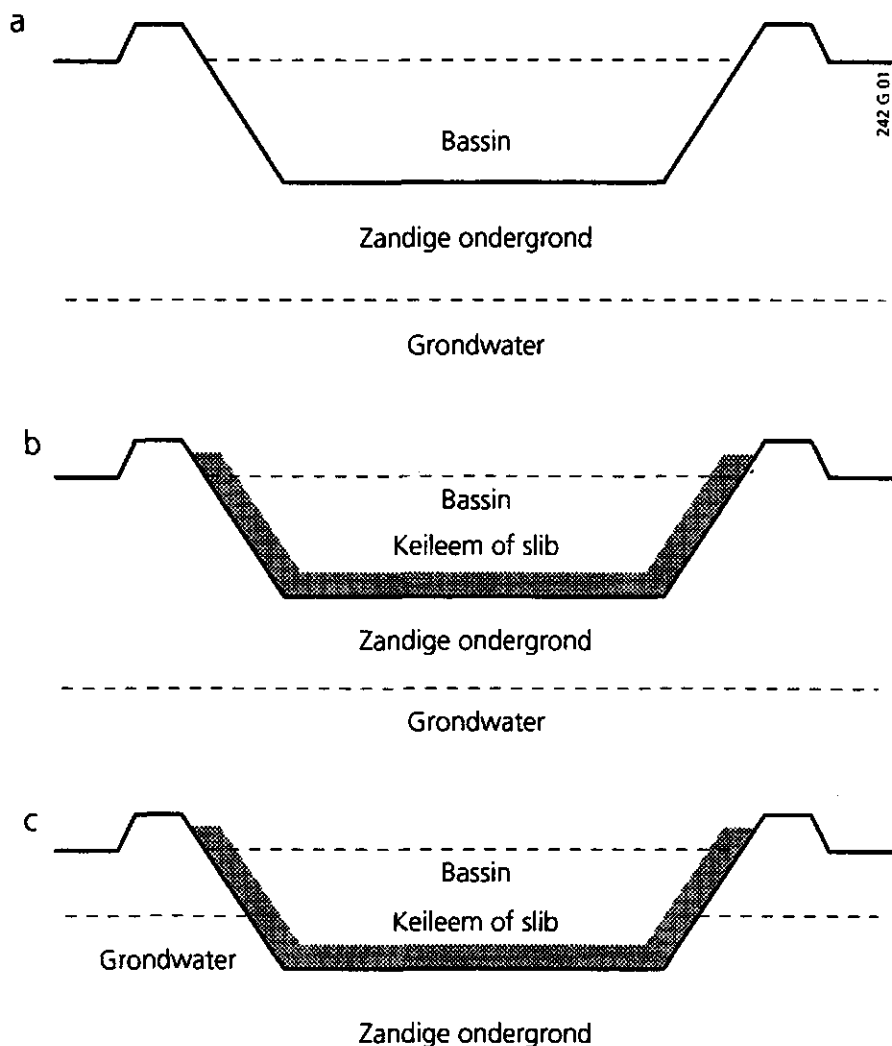


Fig. 4 Schematisaties van de hydrologische situaties: (a) bassin boven grondwater zonder slecht doorlatende laag, (b) bassin boven grondwater met slecht doorlatende laag op de bodem van het bassin, (c) bassin gedeeltelijk in het grondwater met slecht doorlatende laag op de bodem van het bassin.

Hierin is q_g de waterflux door de onverzadigde laag (m d^{-1}) en $K_g(h)$ de onverzadigde doorlatendheid van de grond (m d^{-1}). In onverzadigde situaties is de doorlatendheid $K(h)$ afhankelijk van de drukhoogte. Deze afhankelijkheid, ook wel de doorlatendheidskarakteristiek genoemd, is weergegeven voor een groot aantal gronden in de Staringreeks (Wösten *et al.*, 1994). De doorlatendheidskarakteristiek kan worden beschreven met een analytische vergelijking (Van Genuchten, 1980). Wösten *et al.* (1994) geven de parameters voor de analytische vergelijking die de doorlatendheidskarakteristiek van een grond beschrijft.

De drukhoogte h op de bovenkant van de slecht doorlatende laag is gelijk aan de dikte van de waterlaag in het bassin. De drukhoogte op de grondwaterspiegel is nul. Voor een gegeven situatie zijn q en h als functie van de diepte onbekend. De waterflux in de slecht doorlatende laag q_s en de waterflux in de onverzadigde laag

q_g zijn gelijk. Door q te schatten is h numeriek te berekenen met bovenstaande vergelijkingen en randvoorwaarden. Door q te optimaliseren is uiteindelijk een h -profiel te berekenen dat voldoet aan de randvoorwaarde dat $h=0$ op de grondwaterspiegel.

De derde variant is het bassin dat gedeeltelijk in het grondwater ligt met een slecht doorlatende laag op de bodem. Hierbij zijn alleen de doorlatendheid en de dikte van de slecht doorlatende laag nog van belang voor de waterflux door de bassinbodem (zie figuur 4c). Het hoogteverschil tussen de waterspiegel in het bassin en de grondwaterspiegel is $(z_w - z_g)$ en de waterflux door de slecht doorlatende laag q_s is in dit geval

$$q_s = -K_s \frac{z_w - z_g}{\Delta z_s} \quad (4.6)$$

Uit de vergelijking is te zien dat de waterflux naar nul gaat als de grondwaterspiegel en het water in het bassin op gelijke hoogte staan ($z_w = z_g$). We gaan er bij deze eenvoudige benadering van uit dat er grote stromingsweerstand is in laterale richting en dat in verticale richting er alleen weerstand is in de slecht doorlatende laag.

4.3 De verzadigde doorlatendheid van keileem en slib

Mondelinge mededelingen van mensen uit de praktijk geven aan dat wegzijging door bassinbodems gering lijkt te zijn; de daling van de waterspiegel in tijden dat er niet wordt gespoeld is nauwelijks waar te nemen. De oorzaak hiervan zou de slechte doorlatendheid van de sliblaag op de bodem van het bassin kunnen zijn. Om te verifiëren of de doorlatendheid van de sliblaag klein is, zijn monsters genomen van de sliblaag op een bedrijf op zand en op een bedrijf op zavel. Het slib afkomstig van het bassin op zandgrond was een zwarte drab op de bodem van het tweede bassin. Het slib afkomstig van het bassin op zavel was een zandig/lemig materiaal, dat overall in het ene grote bassin aanwezig was. De verzadigde doorlatendheden van het slib zijn gemeten in het laboratorium (zie aanhangsel 5).

Een mogelijke oplossing tegen het weglekken van bestrijdingsmiddelen door de onderkant van het bassin is het aanbrengen van een slecht doorlatende keileemlaag op de bassinbodem. Dit wordt al in de praktijk getest. Ook de doorlatendheid van zo'n keileem is gemeten. De meetprocedure hield in dat er in het veld losse grond of keileem verzameld werd die in het lab op een realistische dichtheid gebracht werd (tabel 10).

Tabel 10 Gemeten verzadigde doorlatendheid van slib en keileem in cm d^{-1} vergeleken met die volgens de Staringreeks (Wösten et al., 1994).

Materiaal	Gemeten	Staringreeks
Slib zand	0,31	17,81 (B3)
Slib zavel	0,43	2,25 (B8)
Keileem	0,38	5,48 (O6)

Het slib in het bassin is de grond die met rooien aan de bollen blijft hangen. De verwachting was dat de verzadigde doorlatendheid van het slib van zand hoger zou zijn dan van het slib van zavel; dit bleek niet het geval. De gemeten verzadigde doorlatendheid van het slib van zand is circa vijftig maal zo klein als die voor een sterk lemig zand bovengrond uit de Staringreeks (Wösten *et al.*, 1994). De gemeten verzadigde doorlatendheden van de drie materialen zijn van in gelijke orde van grootte. De verzadigde doorlatendheid van deze keileem is circa een factor 15 lager dan die van keileem in de Staringreeks.

Afwezigheid van een slecht doorlatende laag geeft een wegzijging die in de praktijk lege bassins zou geven. De sliblaag op de bassinbodem, die tijdens het spoelen steeds dikker wordt, en mogelijk enig dichtslibben van de laag onder de bassinbodem zijn vermoedelijk de verklaring voor het niet leegraken van de bassins.

4.4 Wegzijging door bassinbodem

De drie hydrologische varianten zoals beschreven in paragraaf 4.2 zijn doorgerekend met de doorlatendheden die zijn gemeten zoals beschreven in paragraaf 4.3. Er is uitgegaan van een waterlaag van 1 m in het bassin en van een slecht doorlatende laag met een dikte van 10 cm. Voor de tweede variant is ervan uitgegaan dat de bassinbodem 1 m boven de grondwaterspiegel ligt. Voor de derde variant is het verschil tussen de waterspiegel in het bassin en de grondwaterspiegel op 0,5 m gesteld. Voor de verzadigde doorlatendheid van de laag onder het bassin nemen we de doorlatendheidskarakteristiek van ondergrond O3 uit de Staringreeks van Wösten *et al.* (1994). De doorlatendheidskarakteristiek O3 is een redelijk gemiddelde van de zes gegeven karakteristieken voor zandige ondergronden. De verzadigde doorlatendheid van O3 is $18,3 \text{ cm d}^{-1}$.

De eerste variant (slecht doorlatende laag ontbreekt, bassinbodem boven grondwaterspiegel) berekend met vergelijking (4.3) leverde een waterflux van 37 cm d^{-1} op; dit is een zeer hoge waarde. Toevoegen van een slecht doorlatende laag levert een waterflux op die ongeveer 1/10 hiervan is, zoals is te zien in tabel 11.

Tabel 11 Waterfluxen (cm d^{-1}) door de onderkant van het bassin onder verschillende omstandigheden als functie van verzadigde doorlatendheden (cm d^{-1}) van een slecht doorlatende laag van slib of keileem op de bodem van het bassin

Materiaal op bassinbodem	Verzadigde doorlatendheid	Waterflux bassin boven grondwater	Waterflux bassin in grondwater
Slib zand	0,31	4,0	1,6
Slib zavel	0,43	5,3	2,2
Keileem	0,38	4,8	1,9

Bij aanvang van het spoelen is het waterpeil in de bassins mogelijk lager. Bij 10 cm water in het bassin zijn de waterfluxen uit het bassin boven de grondwaterspiegel circa een factor twee kleiner (1,7; 2,1 en $2,0 \text{ cm d}^{-1}$).

Als een bassin met een waterlaag van 1 m in plaats van boven het grondwater in het grondwater wordt aangebracht heeft dat tot gevolg dat de waterflux ongeveer de helft wordt (bij een verschil tussen de waterspiegels van 0,5 m). De reductie van een factor twee is ook te bereiken door de laag water in het bassin boven het grondwater van 1 m naar 0,5 terug te brengen. De waterflux van een bassin in het grondwater neemt sterker af door het verschil tussen de waterspiegels kleiner te maken (zie fig. 5). Een bassin in het grondwater loopt van tevoren al vol met grondwater. In de praktijk zal bij het spoelen de waterspiegel in het bassin stijgen omdat spoelwater wordt aangevoerd en lijkt een niveauverschil van een 0,5 m niet extreem groot.

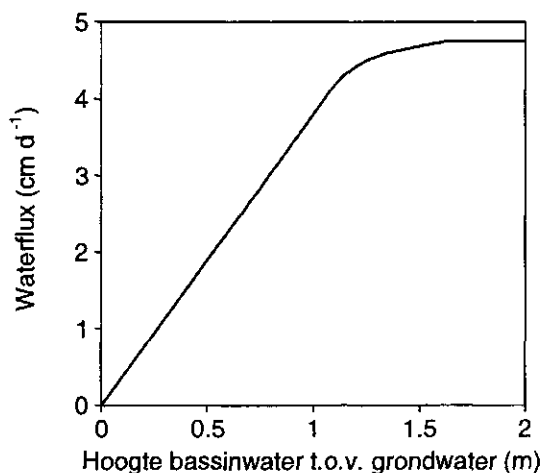


Fig. 5 Waterflux door de bodem van het bassin als functie van de afstand tussen de waterspiegel in het bassin en de grondwaterspiegel. De dikte van de waterlaag in het bassin is 1 m, de dikte van de laag keileem is 10 cm, de verzadigde doorlatendheid van het keileem is $0,38 \text{ cm d}^{-1}$, de doorlatendheidskarakteristiek voor de zandlaag onder het bassin is 03 uit de Staringreeks (Wösten et al., 1994).

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd voor matig zware tot zware klei die gebruikt wordt om vuilstorten af te dichten. Bij het aanbrengen van dit materiaal wordt het sterk verdicht om de doorlatendheid van de klei te reduceren. Volgens Weitz *et al.* (1994) is de verzadigde doorlatendheid in de orde van $0,0012 \text{ cm d}^{-1}$. Een dergelijke doorlatendheid leidt voor de varianten weergegeven in tabel 11 tot waterfluxen van $0,025$ (bassin boven grondwater) tot $0,006 \text{ cm d}^{-1}$ (bassin in grondwater). Weitz *et al.* geven naast klei nog een aantal andere materialen die een verzadigde doorlatendheid van dezelfde orde van grootte hebben (b.v. zand-bentoniet-mengsels).

Figuur 5 laat zien wat het effect is van het hoogteverschil tussen de waterspiegels in het bassin en van het grondwater. Als het verschil tussen de waterspiegels nul is dan is ook de waterflux nul. De waterfluxen blijven klein bij kleine verschillen tussen de waterspiegels. Als het grondwater beneden de bassinbodem staat neemt de waterflux nog enigszins toe met het toenemen van de afstand van de grondwaterspiegel tot de bassinbodem. De onverzadigde laag onder het bassin heeft nauwelijks een remmende invloed op de waterflux door de bassinbodem.

4.5 Discussie en conclusies

De toegepaste hydrologische schematisering die uitgaat van één-dimensionale waterstroming is een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid. Een meer realistische hydrologische schematisering leidt vermoedelijk echter niet tot een hogere nauwkeurigheid gezien de onzekerheid in de waarden van de systeemparameters.

Ophoping van slib op bassinbodems heeft tot gevolg dat de waterflux door de onderkant van de bassins afneemt. De gemeten verzadigde doorlatendheden van het slib zijn nog dermate hoog dat de waterfluxen in de orde van grootte van enkele cm per dag liggen.

Bij afwezigheid van een slecht doorlatende laag is de waterflux uit het bassin kleiner als het bassin in het grondwater ligt vergeleken met een bassin boven de grondwater-spiegel. Een mogelijke consequentie is dan dat het bassinwater momentaan het grondwater bereikt.

De gemeten verzadigde doorlatendheden zijn in tegenspraak met de observaties van bollenspoelers dat er nauwelijks wegzijging van bassinwater wordt waargenomen. Waterfluxen van circa een factor 10 lager zouden in de praktijk voor kunnen komen volgens bollentelers op een bijeenkomst van de Werkgroep Spoelen van het Milieu-platform in juni 1996 (Persoonlijke mededeling, H. Wösten).

De doorlatendheid van een keileem-laag hangt sterk af van het soort keileem en de structuur. Het aanbrengen van een laag keileem op de bodem van het bassin om de waterflux door de bodem te verminderen is alleen zinvol als de keileem een lage verzadigde doorlatendheid heeft. Verdichting van de keileem kan de doorlatendheid mogelijk wel verkleinen.

Het toepassen van zware afdichtende klei, met verzadigde doorlatendheden van $0,001 \text{ cm d}^{-1}$, als afdichtende laag kan de waterfluxen door de bassinbodem sterk reduceren.

Het aanleggen van bassins gedeeltelijk in de grondwaterzone kan de waterflux relatief laag houden als het verschil tussen de waterspiegel in het bassin en de grondwater-spiegel klein wordt gehouden.

Met behulp van de resultaten in paragraaf 4.4 is de waterflux naar het oppervlakte-water te schatten. Uitgangspunt is dat al het water dat uit het bassin stroomt via het grondwater in de sloot terecht komt. De hoeveelheid water die uit het bassin stroomt is gelijk aan de waterflux maal de oppervlakte van het bassin. We gaan uit van een bassinoppervlakte tussen 100 m^2 en 2000 m^2 . Uitgaande van de gemeten verzadigde doorlatendheden is de minimale waterflux $0,016 \text{ m d}^{-1}$ en de maximale $0,053 \text{ m d}^{-1}$ (tabel 11). Combineren van de gegevens geeft een minimum flux van $1,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ en een maximum flux van $106 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ naar de sloot.

5 Emissie van bestrijdingsmiddelen naar grondwater

5.1 Inleiding

Het transport van bestrijdingsmiddelen vanuit het bassin naar het grondwater wordt allereerst bepaald door de waterflux vanuit het bassin zoals berekend in hoofdstuk 4. Daarnaast bepaalt de adsorptie van de stof aan de grond de vertraging van het transport ten opzichte van de waterflux. De omzetting bepaalt mede de concentratie van de stof bij aankomst in het grondwater. In dit hoofdstuk worden de concentraties in het grondwater onder het bassin geschat. De twee bestrijdingsmiddelen waarvoor de berekeningen zijn uitgevoerd zijn carbendazim, dat relatief zwak adsorbeert, en tolclofos-methyl, dat relatief sterk adsorbeert.

5.2 Transportmodel

We gaan uit van een vereenvoudigd transportmodel met convectief transport, lineaire sorptie en constante waterstromingsnelheid en vochtgehalten. De vergelijking voor het transport van het bestrijdingsmiddel met de waterflux vanuit het bassin naar het grondwater is

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{q}{\theta} \frac{\partial c}{\partial z} - kRc \quad (5.1)$$

Hierin is c de concentratie in het poriewater ($\mu\text{g l}^{-1}$), t de tijd (d), q is de waterflux (m d^{-1}) zoals beschreven in hoofdstuk 4, z de diepte (m) en k de omzettingssnelheidscoëfficiënt (d^{-1}). R is de retardatiefactor, gedefinieerd als

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} f_{om} K_{om} \quad (5.2)$$

Hierin is ρ de bulkdichtheid van de grond (kg m^{-3}), θ de volumefractie water van de grond ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), f_{om} de fractie organische stof van de grond (kg kg^{-1}) en K_{om} de sorptiecoëfficiënt op organische stof basis ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$). De rand- en beginvoorwaarde zijn

$$\begin{aligned} 0 \leq z \leq L, \quad t = 0 & \quad c = 0 \\ z = 0, \quad t > 0 & \quad c = c_b \end{aligned} \quad (5.3)$$

Hierin is L de afstand die het bestrijdingsmiddel moet overbruggen tussen onderrand van het bassin en de grondwaterspiegel (m); dit is dus de dikte van de slecht doorlatende laag plus de laag tussen het bassin en het grondwater. De oplossing van de differentiaalvergelijking geeft voor het quotiënt van de concentratie in het grondwater op diepte $z = L$, c_g , en de concentratie in het bassinwater, c_b ,

$$\frac{c_g}{c_b} = 0 \quad t \leq \frac{RL}{q/\theta} \quad (5.4)$$

$$\frac{c_g}{c_b} = e^{-\frac{kRL}{q/\theta}} \quad t > \frac{RL}{q/\theta}$$

Met deze vergelijkingen kunnen we de concentratie bestrijdingsmiddel in het grondwater berekenen met behulp van de sorptiecoëfficiënt K_{om} , en de omzettingssnelheidscoëfficiënt k ($k = \ln(2)/DT50$) van het bestrijdingsmiddel. De concentraties c_b zijn berekend in de systeemanalyse in hoofdstuk 2. De waterfluxen q zijn berekend in hoofdstuk 4.

5.3 Berekeningen en resultaten

De berekeningen zijn uitgevoerd voor carbendazim en tolclofos-methyl, nadat de stof is doorgebroken in het grondwater (2^e voorwaarde in vergelijking 5.4). Gegevens over de adsorptie en omzetting zijn afkomstig uit de milieufiches van het RIVM, zoals vermeld in tabel 3. Voor omzetting in de zone onder het bassin nemen we aan dat de omzettingssnelheid in de ondergrond éénvierde is van die in de bovengrond; een factor twee wegens de tragere omzetting beneden de bouwvoor en een factor twee wegens de lagere temperatuur. Dat geeft voor carbendazim 132 dagen en voor tolclofos-methyl 264 dagen als halfwaardetijd. Het organischestofgehalte van een zandige ondergrond is geschat op 0,1% (bij zwaardere gronden zijn waarschijnlijk de organischestofgehalten in de ondergrond hoger). De concentraties carbendazim en tolclofos-methyl in het bassin, c_b , zijn de concentraties voor op zand geteelde tulpen uit de modelberekeningen in hoofdstuk 2 (tabel 7). De concentratie carbendazim uit die tabel is berekend zonder rekening te houden met bolontsmetting, maar de berekende concentratie is een goede benadering gezien de aangetroffen concentraties zoals gegeven in aanhangsel 1.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor drie situaties:

1. een bassin waarbij een slecht doorlatende laag afwezig is (zie fig. 4a);
2. een bassin 1 m boven het grondwater met een laag zavelstib van 10 cm op de bassinbodem met een verzadigde doorlatendheid van $0,43 \text{ cm d}^{-1}$ (zie tabel 10 en fig. 4b) en
3. een bassin 1 m boven het grondwater met 10 cm klei op de bassinbodem (zie par. 4.4 en fig. 4b).

In alle drie situaties staat er 1 m water in het bassin (zie ook par. 4.4). Voor de poriefractie van de grond onder het bassin, θ , nemen we 0,4. De afstand L is bij het ontbreken van een slecht doorlatende laag gelijk aan 1 m, en voor de andere twee situaties gelijk aan 1,1 m, omdat dan ook de dikte van de slecht doorlatende laag meetelt. De waterfluxen zijn afkomstig uit tabel 11 (voor de bassinbodem boven het grondwater). De reistijd van het water is berekend als $\theta L/q$ en de concentraties zijn berekend met vergelijking (5.4). De concentratie in het bassinwater komt uit tabel 7 (spoelen van tulpen van zandgrond).

Tabel 12 Waterflux, reistijd van het water tussen bassin en grondwater en concentraties carbendazim en tolclofos-methyl in het grondwater als gevolg van wegzijging van water uit het spoelbassin als functie van het materiaal van de afdichtende laag. Tussen haakjes is gegeven de fractie van de concentratie in het grondwater ten opzichte van de concentratie in het spoelbassin.

Materiaal van de slecht doorlatende laag	Waterflux (cm d ⁻¹)	Reistijd water (d)	Concentratie in grondwater (µg l ⁻¹)	
			Carbendazim	Tolclofos-methyl
Geen slib laag	37	1,1	141 (0,99)	107 (0,98)
Zavel-slib	5,3	8,3	135 (0,96)	95 (0,87)
Verdichte klei	0,025	1760	1 (0,008)	0 (<10 ⁻¹²)

Tabel 12 laat zien dat de reistijd van bassinwater naar het grondwater een factor acht toeneemt als de zavel-sliblaag op de bodem van het bassin ligt, en meer dan 1000 maal zo groot wordt met een kleilaag. De toename van reistijd door de zavel-sliblaag heeft weinig effect op de fractie carbendazim die in het grondwater komt en slechts iets meer op de fractie tolclofos-methyl. Carbendazim adsorbeert zwak in deze ondergrond, zodat carbendazim vrijwel even snel het grondwater bereikt als het water. Hierdoor is er onvoldoende tijd voor omzetting van het carbendazim. De toename van de reistijd door de speciaal verdichte kleilaag heeft tot gevolg dat tolclofos-methyl binnen de reistijd van 1760 dagen volledig wordt omgezet, en carbendazim tot een kleine fractie van de concentratie in het bassinwater.

Het heeft weinig zin om situaties met een bassin in het grondwater door te rekenen, want zodra het bestrijdingsmiddel door de bassinbodem heen is zit het in het grondwater; de reistijd is kort. In de drie berekende varianten is de lagere concentratie in het grondwater ten opzicht van de concentratie in het bassin de resultante van een (lange) reistijd en omzetting gedurende de reistijd.

5.4 Discussie en conclusies

Van Beek *et al.* (1995) bestudeerden twee spoelbassins zonder afdichtende lagen. Zij troffen in grondwater in peilbuizen regelmatig carbendazim aan in concentraties van 0,7 tot 6,7 µg l⁻¹. In het effluent van de spoelmachine varieerde de carbendazim-concentratie in dezelfde periode van 0,3 tot 24 µg l⁻¹. In grondwater in peilbuizen naast het andere bassin varieerde de carbendazim-concentratie van < 0,2 µg l⁻¹ tot 5 µg l⁻¹; bijbehorende effluentconcentraties varieerden van 0,4 tot 2 µg l⁻¹. Deze waarnemingen bevestigen het beeld dat de carbendazimconcentraties niet sterk afnemen na passage van de bassinbodem.

Tolclofos-methyl is aangetroffen in bovengenoemde peilbuizen in concentraties van 0,01 - 0,06 µg l⁻¹ en in het effluent in concentraties tot 1 µg l⁻¹ (Van Beek *et al.*, 1995). Dit duidt op een grotere afname dan verwacht. In hoofdstuk 2 is al aangegeven dat de adsorptiecoëfficiënt van tolclofos-methyl maar matig is onderbouwd en dat er aanwijzingen zijn dat de adsorptiecoëfficiënt groter is dan de 1560 l kg⁻¹ waarmee de berekeningen zijn uitgevoerd. De gemeten concentraties ondersteunen deze theorie.

Voor grondwater geldt op grond van de Wet Bodembescherming, dat verontreiniging voorkomen moet worden en zijn de streefwaarden uitgangspunt. Voor een beperkt aantal bestrijdingsmiddelen zijn streefwaarden vastgesteld in de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (Tweede Kamer der Staten Generaal, 1991). Over het algemeen wordt de detectielimiet als streefwaarde aangehouden. Voor carbendazim en tolclofos-methyl worden geen streefwaarden voor grondwater genoemd in bovengenoemde notitie.

Het verschil in gemeten concentratieniveaus tussen het zwak adsorberende carbendazim en sterk adsorberende tolclofos-methyl (een factor 100) bevestigt de theorie dat sterke adsorptie van bestrijdingsmiddelen tot veel minder emissie vanuit spoelbassins naar het grondwater leidt dan zwakke adsorptie.

Zoals beschreven in paragraaf 4.5 is op basis van praktijkervaring een waterflux van $0,5 \text{ cm d}^{-1}$ waarschijnlijker dan de $5,3 \text{ cm d}^{-1}$ voor de zavel-slib laag in tabel 12. Als we uitgaan van een waterflux van $0,5 \text{ cm d}^{-1}$ door een slecht doorlatende laag, dan verhoogt dit de reistijd van het water tot 88 dagen. De berekende concentraties in het grondwater zijn dan $87 \mu\text{g l}^{-1}$ carbendazim en $24 \mu\text{g l}^{-1}$ tolclofos-methyl. Van beide zijn de berekende concentraties bij deze realistische waterfluxen nog groter dan 20% van de concentratie in het bassinwater.

Uit de berekende concentraties voor carbendazim en tolclofos-methyl blijkt dat een sliblaag op de bodem van het bassin er niet voor zorgt dat de concentraties in het grondwater onder spoelbassins veel lager zijn dan die in het bassin zelf. Tolclofos-methyl adsorbeert sterk aan organische stof, maar de organischestofgehalten van zandige ondergronden zijn laag, zodat ook tolclofos-methyl zich te snel verplaatst. In het geval dat organischestofgehalten hoger zijn, neemt de emissie van tolclofos-methyl sterk af. Bij een venige ondergrond is geen emissie van betekenis meer te verwachten.

Een goed afdichtende laag (b.v. een laag verdichte klei) op de bodem van het bassin heeft tot gevolg dat de waterflux veel kleiner is dan bij afwezigheid van zo'n laag. Daardoor neemt de reistijd van het water naar het grondwater toe van enkele dagen tot in de orde van 1000 dagen. Zo'n toename van de reistijd leidt tot sterk vermindering van de emissies naar het grondwater.

Volgens de uitgevoerde analyse is, zelfs in aanwezigheid van de kleilaag, bij hoge concentraties carbendazim in het bassin van honderden $\mu\text{g l}^{-1}$ nog een emissie van enkele $\mu\text{g l}^{-1}$ naar het ondiepe grondwater te verwachten.

Emissies van bestrijdingsmiddelen uit bassins die in het grondwater liggen naar het grondwater worden waarschijnlijk niet voorkomen met slecht doorlatende lagen op de bodem, omdat de reistijd van het bassinwater door de slecht doorlatende laag in de meeste gevallen te kort zal zijn om het bestrijdingsmiddel voldoende te doen omzetten.

In de laag grond onder het bassin komen bestrijdingsmiddelen terecht als gevolg van wegzijging van het bassinwater. De concentratie in het wegzijgende water neemt

af met de diepte als gevolg van omzetting. Daarom is de concentratie direct onder de afdichtende laag het hoogst. Op basis van onze berekeningen zijn maximale gehalten carbendazim in de grond van de orde van enkele $\mu\text{g kg}^{-1}$ te verwachten, voor tolclofos-methyl van de orde van 100-200 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

De belangrijkste conclusies zijn;

- (1) Bestrijdingsmiddelen in spoelbassins verplaatsen zich met het door de bodem wegzijgende water naar het grondwater, sterk adsorberende middelen als tolclofos-methyl niet uitgezonderd.
- (2) Sliblagen op de bassinbodem zorgen voor afname van de waterflux door de bassinbodem. Vermoedelijk geven ze een kleine reductie van de emissie van sterk adsorberende middelen als tolclofos-methyl en een te verwaarlozen reductie van de emissie van zwak adsorberende middelen als carbendazim.
- (3) De emissie van bestrijdingsmiddelen door de bassinbodem naar het grondwater is sterk te beperken door een goed afdichtende kleilaag (of ander materiaal met eenzelfde zeer lage verzadigde doorlatendheid als verdichte klei), op de bodem van het bassin. Daarmee worden tevens emissies naar het oppervlaktewater sterk beperkt.

6 Aanbevelingen

Het middel tolclofos-methyl is mogelijk een probleemstof in het slib dat moet worden afgevoerd, met name naar zandgronden. Dit kan gecontroleerd worden via metingen van tolclofos-methyl in de loop van de tijd nadat het slib op de kant is gezet, voor de meest kritische situatie (spoelslib van tulpen in een dikke laag). Tevens zouden de werkelijke gehalten maneb en zineb in de slibhoop in de loop van de tijd kunnen worden gemeten, vanwege de vermoede hoge gehalten uit de metingen van Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (aanhangel 1, tabel A1.2). Het meten van maneb en zineb is alleen zinvol als er een voldoende gevalideerde meetmethode voor deze middelen beschikbaar is.

De gehalten in het slib kunnen snel worden verlaagd door het spoelslib regelmatig uit het bassin te halen, en het drogen van het natte slib te bevorderen door het in een dunne laag op de kant te zetten.

Volgens de uitgevoerde analyse kan, zelfs in aanwezigheid van een speciale afdichtende kleilaag, bij concentraties carbendazim in het bassin van honderden microgrammen emissie van enkele microgrammen per liter (zoals gemeten) naar het grondwater niet uitgesloten worden. Dit wordt veroorzaakt doordat de grond onder het bassin in de meeste gevallen een laag gehalte organische stof heeft, hetgeen resulteert in zwakke sorptie van carbendazim. Dit is vermoedelijk te verbeteren door onder de slecht doorlatende laag nog een laag organisch materiaal (b.v. compost) aan te brengen. De organische stof zorgt ervoor dat vermoedelijk ook zwak adsorberende middelen worden gebufferd. Sorptiemetingen van carbendazim aan te gebruiken organisch materiaal kunnen hierover uitsluitsel geven.

Literatuur

Beek, J.J. van, J.L. Huis in 't Veld en J.J. Visser, 1995. *Afvalwaterstromen op bloembollenbedrijven in de Noordoostpolder*. Rapport Zuiveringsschap West-Overijssel, Zwolle, 46 p.

Boesten, J.J.T.I., 1986. *Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment*. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen, 228 p.

Centrale Raad voor de Milieuhygiëne, 1989. *Besluit aanwijzing chemische afvalstoffen (BAGA)*. CRMH 89/15, Rijswijk, 24 p.

Genuchten, M.Th. van, 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898.

Gestel, C. van, K. Otermann en A. Canton, 1985. *Milieufiche captan*. RIVM, Bilthoven, 3 p.

Harmen J., 1993. Managing bio-availability: An effective element in the improvement of biological soil-cleaning? In: H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (Eds.), *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. Kluwer Academic Publishers, p. 235-239.

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1990. *Omvang van de verontreiniging veroorzaakt door het lozen van bloembollenspoelwater*. Rapport, Edam. 34 p.

IKC-AT, 1991. *Spoelwaterproblematiek in de akker- en tuinbouw*. Informatie en Kennis Centrum voor de Akker- en Tuinbouw, Ede. 82 p.

Jansma, J.W. en J. Linders, 1992. *Milieufiche flutolanil*. RIVM, Bilthoven. 5 p.

Jong, P.M. de, 1989. *Milieufiche prochloraz* RIVM, Bilthoven. 5p.

KNMI, 1992. *Normalen en extreme waarden van de 15 hoofdstations voor het tijdvak 1961-1990* Klimatologische gegevens van Nederlandse stations, KNMI, de Bilt, publ. nr. 150-27.

Koorevaar, P., G. Menelik and C. Dirksen, 1983. *Elements of soil physics*. Elsevier, Amsterdam. 228 p.

Ministerie van VROM, 1996. *Leidraad Bodembescherming*. Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, Den Haag.

Maslankiewicz, L. en J. Linders, 1993. *Milieufiche carbendazim* RIVM, Bilthoven. 87 p.

Mensink, H., J.W. Jansma en J. Linders, 1992. *Milieufiche vinchlozolin*. RIVM, Bilthoven. 8 p.

Provincie Zuid-Holland, 1995. *Werken met secundaire grondstoffen, Provinciaal beleid voor de milieuhygiënisch verantwoorde toepassing van secundaire grondstoffen in werken*. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, Den Haag. 64 p.

Slade, E.A., R.A. Fullerton, A. Stewart and H. Young, 1992. Degradation of the dicarboximide fungicides iprodione, vinchlozolin and procymidone in Patumahoe clay loam soil, New Zealand. *Pestic. Sci.* 35: 95-100.

Szeto, S.Y., N.E. Burlinson, J.E. Rahe and P.C. Oloffs, 1989. Kinetics of hydrolysis of the dicarboximide fungicide vinchlozolin, *J. Agric. Food Chem.* 37: 523-528.

Toorn, A. van den en O.M. Hooijer, 1995. Dredging and deposition of sediments on agriculture fields, a threat for the environment? In: P.B. Roeters and G.N.M. Stokman, *Proceeding Satellite Seminar "Remediation of Contaminated Sediments" 1 november 1995, in the framework of the Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil*. Maastricht. Hageman, Zoetermeer. p. 131-132.

Tweede Kamer der Staten Generaal, 1991. *Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water*. Tweede Kamer vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr 1. Sdu uitgeverij, 's-Gravenhage.

Visser, J.T. en J. Linders, 1992. *Milieufiche tolclofos-methyl*. RIVM, Bilthoven. 7 p.

Walker, A., P.A. Brown and A.R. Entwistle, 1986. Enhanced degradation of iprodione and vinclozolin in soil. *Pestic. Sci.* 17: 183-193.

Weitz, A.M., D. Boels, H.J.J. Wiegers en J.J. Evers-Vermeer, 1994. *Toepassingsmogelijkheden van TRISOPLAST voor de afdichting van afval- en reststoffenbergingen*. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 300. 59 p.

Wieggers H.J.J. en H.W. Bezemer, 1995. Intensive landfarming of contaminated sediment. In: P.B. Roeters and G.N.M. Stokman. *Proceeding Satellite Seminar "Remediation of Contaminated Sediments" 1 november 1995, in the framework of the Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil*, Maastricht. Hageman, Zoetermeer. p. 135-136.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte, 1994. *Waterretentie- en doorlandheidskarakteristieken van boven- en ondergrond in Nederland: de Staringreeks (vernieuwde uitgave 1994)*. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Technisch Document 18. 66 p.

Niet-gepubliceerde bronnen

Harmsen J., J.J.H. van de Akker, H.W. Bezemer, O.M. Hooijer, A. van den Toorn H.J.J. Wieggers en A.J. Zweers. Intensieve landfarming van verontreinigde baggerspecie: Ontwatering en afbraak. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Harten, H.A.J. van, 1995. Gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem, met speciale aandacht voor diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Interne Mededeling 382. 52 p.

Koopman, H.W., 1995. Het gedrag van Derosal[®] (a.i. carbendazim) in aquatische model-ecosystemen. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Interne Mededeling 355. 59 p.

Aanhangsel 1 Concentraties bestrijdingsmiddelen in effluent van spoelinstallaties

Tabel A1.1 Bestrijdingsmiddel-concentraties in bronwater, effluent en retourwater ($\mu\text{g l}^{-1}$) op 6 bollenbedrijven (Van Beek et al., 1995). Tussen haakjes staat het aantal positieve metingen ten opzichte van het aantal analyses.

	Captan	Carbendazim	Prochloraz	Simazin	Tolclofos-methyl
A Bronw.	0,51 (1/3)	0,9 - 3,0 (2/3)	-	-	0,09(1/3)
Effl.	0,05- 6,9 (7/9)	0,3- 165 (9/9)	-	0,8 (1/8)	0,15 - 1,7(7/8)
Retourw.	1,20- 1,50 (2/4)	0,60-180 (4/4)	-	0,30-2,20(3/3)	0,07- 4,60(4/4)
B Bronw.	- (0/2)	0,60- 0,90(2/3)	-	-	-
Effl.	0,01-17 (5/8)	0,40- 33 (8/8)	0,21- 0,30 (2/2)	-	-
C Bronw.	(0/1)	1,20(1/3)	-	-	(0/1)
Effl.	0,72- 7,20(2/7)	2,40-405 (7/7)	7,50(1/1)	-	0,01- 32 (6/7)
D Bronw.	(0/2)	3,80(1/4)	-	-	-
Effl.	2,60- 2,90(2/3)	7,00- 8,10(2/3)	-	-	-
E Bronw.	(0/2)	0,3- 1,70(2/4)	-	-	-
Effl.	0,03- 3,20(3/6)	1,40-190 (6/6)	0,85 (1/1)	-	-
Retourw.	1,90(1/1)	68 (1/1)	-	-	-
F Opp.w.	0,04 (1/3)	1,70- 2,10(2/3)	-	-	-
Effl.	0,02- 1,60(5/6)	0,70- 32 (6/6)	-	-	-

Tabel A1.2 Bestrijdingsmiddel-concentraties in inlaatwater, effluent en circulerend water ($\mu\text{g l}^{-1}$) van bollenbedrijven (Hoogheemraadschap Uitwaterende sluisen in Hollands Noorderkwartier, 1990).

	Ingenomen water	Effluent	Recirculerend
Chloorprofam	0,1 - 0,9 (3/5)	0,1 - 0,5 (10/14)	0,2 (2/4)
Vinchlozolin	0,1 - 5,5 (17/17)	0,1 - 8,5 (24/24)	0,2 - 5,2 (7/7)
Metamitron	0,1 - 0,4 (5/7)	0,2 - 0,8 (5/7)	0,4 - 1,8 (3/3)
Aldicarb	0,1 - 0,6 (5/9)	0,2 - 0,8 (6/9)	0,2 - 0,8 (3/3)
CS ₂ ¹	1,0 - 7,1 (9/9)	0,7 - 6,2 (9/9)	0,5 (1/3)
Lenacil	0,1 - 0,6 (4/4)	0,1 - 8,2 (4/4)	-

¹Het gehalte CS₂ is een indicatie voor het gehalte aan maneb/zineb

Aanhangsel 2 Effect van onderbroken spoelen met omzetting van bestrijdingsmiddel in bassinwater

Bij eerste-orde omzetting van het bestrijdingsmiddel in het bassinwater wordt de balansvergelijking uitgebreid met een omzettingsterm

$$\frac{Vdc_b}{dt} = Q(c_e - c_b) - V k_b c_b \quad (\text{A2.1})$$

Hierin is k_b is de omzettingcoëfficiënt voor de omzetting van het bestrijdingsmiddel in bassinwater (d^{-1}). De concentratie in het water dat uit het bassin wordt gepompt om mee te spoelen is gelijk aan de concentratie in het bassin. De oplossing van de differentiaalvergelijking met $t = 0$ $c_b = c_{b,0}$ en substitutie van c_e uit vergelijking (2.8) geeft

$$c_b = \left(c_{b,0} - \frac{m_r}{\frac{V}{G} k_b + (W+K) \left(1 + \frac{V}{Q} k_b \right)} \right) e^{-\left[\frac{Q}{V} \frac{G(W+K)}{Q+G(W+K)} + k_b \right] t} + \frac{m_r}{\frac{V}{G} k_b + (W+K) \left(1 + \frac{V}{Q} k_b \right)} \quad (\text{A2.2})$$

In geval van onderbroken spoelen geldt voor de periode Δt dat er niet wordt gespoeld

$$c_{b,t+\Delta t} = c_{b,t} e^{-k_b \Delta t} \quad (\text{A2.3})$$

Met bovenstaande twee vergelijkingen is het effect van onderbroken spoelen te berekenen. Een voorbeeld-berekening is uitgevoerd voor carbendazim, waarvoor het effect van onderbroken spoelen naar verwachting het grootst is. Voor de omzetting in het bassinwater nemen we een halfwaardetijd van 33 dagen bij 20°C. Dit is de mediaan van vier halfwaardetijden uit de milieufiche (voor water) en een bepaling van Koopman (1995). Bij een gemiddelde temperatuur van 15°C is dat 49 dagen. Verondersteld is dat per dag 5 uur wordt gespoeld. Het resultaat van de berekening met de parameters uit tabel 4 is gegeven in figuur A2.1.

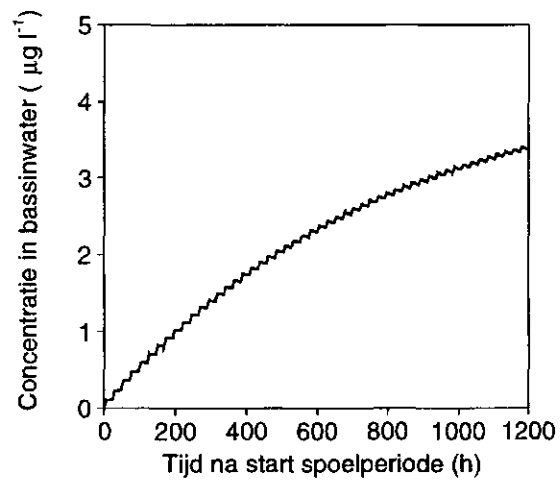


Fig. A2.1 Concentratie carbendazim in het bassinwater bij recirculerend spoelen zoals berekend met vergelijking A2.2 en A2.3 De berekeningen zijn uitgevoerd voor tulpen geteeld op een zandgrond met 1,5% organische stof en de parameters voor het bassin en het spoelproces zoals vermeld in tabel 5.

Aanhangsel 3 Model op basis van blokfront in bassin

Een alternatief voor de aanname van volledige menging in het bassin gaat uit van pistonflow. In dat geval is er geen menging en schuift de grens van effluent met bestrijdingsmiddel door het bassin. Bij recirculatie van het bassinwater volgt een stapsgewijze opbouw van de concentratie in het bassinwater. Pas als al het water in het bassin is vervangen door effluent komt er water in de spoelinstallatie met een verhoogde concentratie. Dus dan wordt c_i in vergelijking (2.7) vervangen door $c_{e,1}$. Na een volgende volledige vervanging van het water in het bassin wordt $c_{b,1}$ vervangen door $c_{b,2}$ ($= c_{e,1}$). Het bassin met volume V is bij aanvang van het spoelen gevuld met water met concentratie $c_{b,0}$. De concentratie in het bassin is het gewogen gemiddelde van de twee concentraties

$$c_b = c_{b,n-1} + \frac{Q}{V}t(c_{e,n} - c_{b,n-1}) \quad n-1 < \frac{Q}{V}t < n$$

$$c_{b,0} = 0$$
(A3.1)

waarbij n is een geheel getal dat aangeeft het aantal malen dat het volume van het bassin is vervangen door spoelwater. De vergelijking voor de concentratie in het effluent voor het systeem met pistonflow is vrijwel identiek aan vergelijking (2.8), alleen gewijzigd door een stapsgewijze opbouw van de influentconcentratie

$$c_{e,n} = \frac{Qc_i + Gm_r}{Q + WG + GK}$$

$$c_i = 0 \quad \frac{Q}{V}t \leq 1$$

$$c_i = c_{e,n-1} \quad \frac{Q}{V}t > 1$$
(A3.2)

Ook hierbij volgt dat voor een groot aantal malen doorspoelen de concentratie in het bassin gelijk wordt aan de concentratie in het spoelwater, die concentratie is

$$c_e = c_b = \frac{m_r}{W + K}$$
(A3.3)

Aanhangsel 4 Bemonstering van spoelwater van leliebollen op het gehalte aan carbendazim

A. Koster en J. van Aartrijk (LBO)

BEMONSTERING VAN SPOELWATER VAN LELIEBOLLEN OP HET GEHALTE AAN CARBENDAZIM.

Bolontsmetting

Leliebollen werden op 8/11/1995 gespoeld, die geteeld waren in 1995 op de proeftuin van het LBO te Lisse en van de ROC Zwaagdijk.

Proeftuin Lisse :

- geplant: cv. 'Casa Blanca', maat 8/10, gemiddeld gewicht 9 gram per bol. Op 11 april 1995 werden deze bollen gedurende 10 minuten gedompeld in een dompelbad, bevattende een oplossing in water van carbendazim (2000 mg/l), prochloraz (1500 mg/l) en chloorthalonil (5000 mg/l). Per kg geplante bollen wordt ca. 100 ml dompelvloeistof opgenomen d.w.z. ca. 1 ml dompelvloeistof = 2 mg carbendazim per bol.
- geoogst: cv. 'Casa Blanca', maat 12/14, gemiddeld gewicht 52 gram per bol (zonder grond, zonder stengelresten etc.; de bolgroei in gewicht is derhalve 52 - 9 gram = 43 gram).

Proeftuin Zwaagdijk :

- geplant: cv. 'Vivaldi', maat 8/10, gemiddeld gewicht 10 gram per bol. Op 15 januari 1995 werden de bollen gedurende 15 minuten gedompeld in een dompelbad bevattende hetzij schoon water, hetzij een oplossing in water van carbendazim, prochloraz en chloorthalonil (voor concentraties zie bij proeftuin Lisse). Per kg bollen wordt ca. 100 ml dompelvloeistof opgenomen d.w.z. ca. 1 ml dompelvloeistof per bol, d.w.z. 0 ('ontsmetting' in water) of ca. 2 mg carbendazim per bol.
- geoogst: cv. 'Vivaldi', maat 12/14, gemiddeld gewicht 57 gram ('ontsmetting' in water) of 68 gram (ontsmetting in mengsel van fungiciden) (N.B. Deze gewichten zijn zonder grond, stengelresten, etc.: de bolgroei is derhalve 57 - 10 = 47 gram resp. 68 - 10 = 58 gram).

Spoelen:

Algemeen: Alle materialen waren nieuw (flessen, emmers) of zeer goed schoon gemaakt (maatglazen). Gewerkt werd met nieuwe handschoenen die voor elk object werden vervangen.

Per herhaling (n = 2) werden 5 of 10 geoogste bollen (zie onder) gewogen, vervolgens in een emmer gedaan, die aangevuld werd met water tot 10x het bruto bolgewicht. Bollen werden 5 minuten gespoeld (goed schudden). Gespoelde bollen werden verwijderd (evt. stengelresten, etc. verwijderd), oppervlakkig gedroogd en gewogen - bolgewicht zonder grond, stengelresten, etc. De suspensie van water met grondresten werd goed gemengd. Een liter hiervan werd samengevoegd met een liter van de herhaling. Uit dit mengsel werden 2 flessen à 1 liter gevuld, afgesloten met aluminiumfolie en daarover een dop, en binnen 24 h. afgeleverd bij Zuiveringschap West-Overijsel voor analyse op het gehalte aan carbendazim (waterfase).

Objecten:

Van proeftuin Lisse, cv. 'Casa Blanca':

1. bollen, ontsmet in voorjaar, geoogst, gespoeld met stengelresten, etc. en aanhangende grond. Bruto gewicht: 62 gram per bol ~ gewicht stengelresten, aanhangende grond, etc. 10 gram. Gespoeld werden 10 bollen per herhaling in een hoeveelheid van $10 \times 10 \times 62 = 6200$ ml water.
2. bollen, ontsmet in voorjaar, geoogst, gespoeld zonder stengelresten, etc. Bruto gewicht, : 54 gram per bol ~ gewicht aanhangende grond 2 gram. Gespoeld werden 10 bollen per herhaling in een hoeveelheid van $10 \times 10 \times 54 = 5400$ ml water.
3. controle spoelsysteem zonder bollen (= schoon water).

Van proeftuin Zwaagdijk, cv. 'Vivaldi':

4. bollen ontsmet in schoon water in voorjaar, geoogst, gespoeld met stengelresten, etc. en aanhangende grond. Bruto gewicht: 100 gram per bol ~ gewicht stengelresten, aanhangende grond, etc. 43 gram. Gespoeld werden 5 bollen per herhaling in een hoeveelheid van $5 \times 10 \times 100 = 5000$ ml water.

5. bollen, ontsmet in voorjaar, geoogst, gespoeld met stengelresten, aanhangende grond, etc. 62 gram. Gespoeld werden 5 bollen per herhaling in een hoeveelheid van $5 \times 10 \times 130 = 6500$ ml.

Analyse resultaten:

object 1:	a.	concentratie carbendazim :	25	$\mu\text{g}/\text{l}$
	b.	„ „ „	23	$\mu\text{g}/\text{l}$
object 2:	a.	concentratie carbendazim :	45	$\mu\text{g}/\text{l}$
	b.	„ „ „	45	$\mu\text{g}/\text{l}$
object 3:	a.	concentratie carbendazim :	< 0,1	$\mu\text{g}/\text{l}$
	b.	„ „ „	< 0,1	$\mu\text{g}/\text{l}$
object 4:	a.	concentratie carbendazim :	0,2	$\mu\text{g}/\text{l}$
	b.	„ „ „	0,2	$\mu\text{g}/\text{l}$
object 5:	a.	concentratie carbendazim :	110	$\mu\text{g}/\text{l}$
	b.	„ „ „	120	$\mu\text{g}/\text{l}$

Enkele conclusies:

- De carbendazim die in de objecten wordt aangetroffen is voor verreweg het grootste deel toe te schrijven aan de bolontsmetting en wordt aangetroffen op de bol, c.q. de grond n de onmiddellijke omgeving daarvan en niet in stengelresten en daaraan hangende grond. Immers, object 4 (geen bolontsmetting in fungiciden, maar in schoon water; wel gewasbespuitingen tegen Botrytis met carbendazim-bevattende oplossingen; flinke hoeveelheid grond gespoeld) heeft een zeer laag carbendazimgehalte. Ook de vergelijking van de objecten 1 en 2 leidt tot die conclusie.
- De variatie in analyse-resultaten is zeer gering.
- Het afwezig zijn (conform verwachting) van carbendazim in object 3 wijst erop dat de gemeten carbendazim daadwerkelijk afkomstig is van de geoogste bollen.
- De relatief hoge concentratie in object 5 zou kunnen worden verklaard door grondsoortverschillen (in de ruimste zin van het woord) en mogelijk door de verschillen in ontsmettingstijdstip voor het planten.
- De in spoelwater teruggevonden hoeveelheid carbendazim is ca. 1% (Lisse) resp. 7% (Zwaagdijk) van de bij de bolontsmetting aan het plantgoed meegegeven hoeveelheid carbendazim.

A. Koster
J. v. Aartrijk
LBO, Lisse

Aanhangsel 5 Resultaten van de bepaling van de verzadigde doorlatendheid van de sliblaag in bloembollen spoelbassins

G.J. Veerman en J.H.M. Wösten (DLO-Staring Centrum)

Resultaten van de bepaling van de verzadigde doorlatendheid van de sliblaag in bloembollen spoelbassins zoals omschreven in de offerte d.d. 24-10-1995.

Omdat het hier geen standaardbepaling aan goed omschreven materiaal betreft, moest gedurende de bepaling de methode soms worden aangepast. Deze aanpassingen zijn doorgevoerd om zodoende zo representatief mogelijke waarden voor de verzadigde doorlatendheid van de sliblaag in de spoelbassins te verkrijgen.

Bepaling van de verzadigde doorlatendheid van de keileemlaag aangebracht in een spoelbassin in Vroomshoop.

Bepaling van de dichtheid

Omdat het bassin op 5 oktober 1995 al gevuld is met water, is het niet mogelijk ter plekke monsters van de keileemlaag te nemen. Daarom is op het laboratorium geprobeerd uitgaande van los keileem materiaal monsters te vervaardigen met de gewenste dichtheid (volumieke massa). Dit is gebeurd door cilinders van 100 cm^3 te vullen onder gelijkmatige, lichte aandrukking met een verdichtingsapparaat (Soil Test) en door de monsters met water te verzadigen. De op deze manier verkregen dichtheid is 1.40 gr/cm^3 en deze dichtheid is representatief verondersteld voor de keileemlaag 'in situ'.

Gebruik van de 'Falling head' methode

Vervolgens zijn 3 grotere cilinders (diameter 10.2 cm, hoog 5.0 cm) met keileem met de dichtheid van 1.40 gr/cm^3 gevuld en in cellen geplaatst om de verzadigde doorlatendheid te meten met de 'falling head' methode. Hierbij wordt water van onder naar boven door het monster gevoerd. Voor een uitvoeriger beschrijving van deze methode wordt verwezen naar het bijgevoegde hoofdstuk uit onze werkvoorschriften.

De doorlatendheid van deze monsters blijkt ca. 10 cm per dag te zijn. Omdat bij het bezoek aan het spoelbassin bleek dat het opgeslagen slib veel humus bevat is een vierde cilinder gevuld met 4 cm keileem en 1 cm slib-humus suspensie. De doorlatendheid van dit monster is 1 cm per dag.

De gevonden meetresultaten zijn te hoog om bij de gebruikte monsterafmetingen de 'falling head' methode betrouwbaar toe te kunnen passen. Daarom werd de bepalingsmethodiek vervolgens gewijzigd.

Gebruik van de 'Constant head' methode

De 3 keileemmonsters (monsters 1, 2 en 3 in Tabel 1) van de vorige proef zijn in een opstelling geplaatst waarbij een laagje water op het monster komt te staan en de doorvoer van boven naar beneden wordt gemeten. Voor een uitvoeriger beschrijving van deze methode wordt ook verwezen naar het bijgevoegde hoofdstuk uit onze werkvoorschriften. Bovendien is nog een vierde monster (monster 4 in Tabel 1) vervaardigd met dezelfde eigenschappen als de overige 3 monsters.

Tijdens de bepaling van de verzadigde doorlatendheid zakken de monsters nog enigszins in. Hierdoor wordt de uiteindelijke dichtheid ca. 1.42 gr/cm^3 . De doorlatendheid wordt geleidelijk minder.

De resultaten voor de 4 monsters staan vermeld in Tabel 1. De waarden gelden voor monsters van 4.9 cm hoogte en een dichtheid van 1.42 gr/cm^3 . Tabel 1 laat zien dat de verzadigde

doorlatendheid afneemt in de tijd en pas na ongeveer 1 week meten een vrij constante waarde aanneemt. De uiteindelijke waarden zijn dusdanig hoog (3-7 cm/dag) dat is besloten om de hoogte van de monsters dusdanig te wijzigen dat ze beter in overeenstemming zijn met de situatie in het spoelbassin ter plekke.

Toepassing van de 'Constant head' methode op monsters met grotere hoogte

De monsters in bovengenoemde methode hebben een beginhoogte van slechts 5 cm. Omdat monsters van een grotere lengte meer representatief lijken te zijn voor het spoelbassin zijn nogmaals een serie monsters aangemaakt. De lengte van de monsters is 8.0 cm. Twee monsters hebben een dichtheid van 1.45 gr/cm^3 en van 1 monster is de dichtheid 1.48 gr/cm^3 .

Evenals bij het gebruik van de 'falling head' methode is 1 cilinder gevuld met 7 cm keileem en 1 cm slib-humus suspensie. De dichtheid van dit vierde monster is ook 1.45 gr/cm^3 .

Omdat in een spoelbassin door de waterdruk die op de afdichtingslaag drukt, de dichtheid van de keileem in de loop der tijd zal toenemen, zijn de monsters gedurende de bepaling verdicht tot een dichtheid van 1.50 gr/cm^3 (monsters 1, 2 en 3). Op het vierde monster is 1 cm extra slib toegevoegd.

Omdat ook nu weer de verzadigde doorlatendheid afneemt in de tijd is de verzadigde doorlatendheid van de keileemlaag berekend als zijnde het gemiddelde van de laatste 5 metingen uit Tabel 2. Het gemiddelde van de 3 monsters geeft de uiteindelijke doorlatendheid van de keileemlaag in Vroomshoop (Tabel 4).

Bepaling van de verzadigde doorlatendheid van de sliblaag in spoelbassins op twee lokaties in Noord-Holland.

Toepassing van de 'Constant head' methode op monsters met grotere hoogte

Op 7 november zijn monsters genomen in St. Maarten (zavelgrond) en in Anna Paulowna (zandgrond). Uit beide bassins is een hoeveelheid slib geschept waarbij er naar is gestreefd representatieve monsters van de sliblaag te verkrijgen. Nadat de sliblaag in het laboratorium enige dagen is uitgezakt, zijn monsters geprepareerd. Cilinders met een diameter van 10.2 cm en een hoogte van 10 cm zijn gevuld met de slib suspensie. Het blijkt dat de suspensie nog een tijdlang langzaam na zakt, dit is in het bijzonder het geval bij de monsters van de zandgrond. De gemiddelde dichtheid van de 3 monsters uit St. Maarten bedraagt 0.80 gr/cm^3 en het en die van de 3 monsters uit Anna Paulowna bedraagt 0.28 gr/cm^3 . Dat deze dichtheden zoveel kleiner zijn dan die van de keileem valt te verklaren uit het feit dat hier de aanwezige slib suspensie en niet de speciaal aangebrachte keileem onderafdichting moet zorgen voor een geringe percolatie vanuit het spoelbassin.

Gezien de ervaringen met het keileem zijn de monsters direct geplaatst in de opstelling voor de 'constant head' methode. Na ca. 1 week is een extra laag slib opgebracht om de monsters meer representatief te laten zijn voor het spoelbassin.

Voor het vaststellen van de verzadigde doorlatendheid is weer van elk monster het gemiddelde genomen van de laatste 5 metingen. De gemiddelden van 3 monsters geeft uiteindelijk de verzadigde doorlatendheid van het materiaal van het bassin.

Tabel 3a vermeldt de resultaten voor St. Maarten (zavel) en Tabel 3b die voor Anna Paulowna (zand). De doorlatendheid van monster 1 uit St.Maarten is beduidend hoger dan van de overige twee monsters. In dit geval is verondersteld dat het gemiddelde van de monsters 2 en 3 de meest representatieve waarde oplevert voor het slib uit het spoelbassin in St. Maarten.

Tenslotte geeft Tabel 4 in kort bestek de eindresultaten van alle bepalingen weer.

Tabel 1. Kelleem spoelbassin Vroomshoop ; Verzadigde doorlatendheid

monster 1		vol.massa 1.42						Ks cm/dag
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³		
31 okt.	10.2	81.71	4.9	2.2	94	212	27.43	
	10.2	81.71	4.9	2.2	139	310	27.12	
	10.2	81.71	4.9	2.2	134	291	26.41	
1 nov.	10.2	81.71	4.9	2.2	175	323	22.45	
	10.2	81.71	4.9	2.2	180	327	22.09	
	10.2	81.71	4.9	2.2	133	238	21.76	
2 nov.	10.2	81.71	4.9	2.2	114	185	19.74	
	10.2	81.71	4.9	2.2	134	215	19.51	
	10.2	81.71	4.9	2.2	116	185	19.40	
3 nov.	10.2	81.71	4.9	2.2	104	162	18.94	
	10.2	81.71	4.9	2.2	203	304	18.21	
	10.2	81.71	4.9	2.2	94	140	18.11	
6 nov.	10.2	81.71	4.9	2.2	157	234	18.13	
	10.2	81.71	4.9	2.2	136	93	8.32	
	10.2	81.71	4.9	2.2	157	109	8.44	
8 nov.	10.2	81.71	4.9	2.2	126	89	8.59	
	10.2	81.71	4.9	2.2	137	86	7.63	
	10.2	81.71	4.9	2.2	136	86	7.69	
	10.2	81.71	4.9	2.2	138	89	7.84	

monster 2		vol.massa 1.42						Ks cm/dag
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³		
31 okt.	10.2	81.71	4.9	2.6	94	72	8.82	
	10.2	81.71	4.9	2.6	139	107	8.86	
	10.2	81.71	4.9	2.6	134	100	8.59	
1 nov.	10.2	81.71	4.9	2.6	175	119	7.83	
	10.2	81.71	4.9	2.6	180	118	7.55	
	10.2	81.71	4.9	2.6	133	85	7.36	
2 nov.	10.2	81.71	4.9	2.6	134	81	6.96	
3 nov.	10.2	81.71	4.9	2.6	203	87	4.93	
	10.2	81.71	4.9	2.6	94	43	5.27	
	10.2	81.71	4.9	2.6	157	71	5.21	
6 nov.	10.2	81.71	4.8	2.6	136	38	3.19	
	10.2	81.71	4.8	2.6	157	44	3.20	
	10.2	81.71	4.8	2.6	126	36	3.27	
8 nov.	10.2	81.71	4.8	2.6	137	38	3.17	
	10.2	81.71	4.8	2.6	136	39	3.28	
	10.2	81.71	4.8	2.6	138	40	3.31	

monster 3		vol.massa 1.42						Ks cm/dag
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³		
31 okt.	10.2	81.71	4.9	2.7	94	51	6.16	
	10.2	81.71	4.9	2.7	139	78	6.38	
	10.2	81.71	4.9	2.7	134	72	6.10	
1 nov.	10.2	81.71	4.9	2.7	175	84	5.45	
	10.2	81.71	4.9	2.7	180	85	5.37	
	10.2	81.71	4.9	2.7	133	61	5.21	
2 nov.	10.2	81.71	4.9	2.7	134	58	4.92	
	10.2	81.71	4.9	2.7	116	49	4.80	
	10.2	81.71	4.9	2.7	104	44	4.81	
3 nov.	10.2	81.71	4.9	2.7	203	77	4.31	
	10.2	81.71	4.9	2.7	94	37	4.47	
	10.2	81.71	4.9	2.7	157	59	4.27	
6 nov.	10.2	81.71	4.9	2.7	136	38	3.17	
	10.2	81.71	4.9	2.7	157	45	3.26	
	10.2	81.71	4.9	2.7	126	36	3.25	
8 nov.	10.2	81.71	4.9	2.7	137	36	2.99	
	10.2	81.71	4.9	2.7	136	38	3.17	
	10.2	81.71	4.9	2.7	138	39	3.21	

monster 4		vol.massa 1.42						Ks cm/dag
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³		
31 okt.	10.2	81.71	4.9	3.1	139	186	14.44	
1 nov.	10.2	81.71	4.9	3.1	175	230	14.19	
	10.2	81.71	4.9	3.1	180	230	13.79	
	10.2	81.71	4.9	3.1	133	166	13.47	
2 nov.	10.2	81.71	4.9	3.1	114	137	12.97	
	10.2	81.71	4.9	3.1	134	158	12.73	
	10.2	81.71	4.9	3.1	104	120	12.45	
3 nov.	10.2	81.71	4.9	3.1	203	227	12.07	
	10.2	81.71	4.9	3.1	94	104	11.94	
	10.2	81.71	4.9	3.1	157	173	11.89	
6 nov.	10.2	81.71	4.9	3.1	136	55	4.37	
	10.2	81.71	4.9	3.1	157	67	4.61	
	10.2	81.71	4.9	3.1	126	54	4.63	
8 nov.	10.2	81.71	4.9	3.1	137	53	4.18	
	10.2	81.71	4.9	3.1	136	54	4.29	
	10.2	81.71	4.9	3.1	138	54	4.22	

Tabel 2. Keileem spoelbassin Vroomshoop; Verzadigde doorlatendheid

monster 1 vol.massa 1.45							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	Ks cm/dag
10 nov.	10.3	83.32	8.0	2.6	930	574	8.05
	10.3	83.32	8.0	2.6	444	298	8.75
13 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	417	242	7.57
14 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	973	104	1.39
	10.3	83.32	8.0	2.8	444	37	1.09
15 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	955	70	0.96
16 nov.	10.3	83.32	8.0	5.7	1033	118	1.15
17 nov.	10.3	83.32	8.0	2.0	1229	113	1.27
	10.3	83.32	8.0	2.8	493	34	0.88
21 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	1290	103	1.02
22 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	1438	108	0.94
23 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	1443	102	0.90
24 nov.	10.3	83.32	8.0	2.8	1434	100	0.89
25 nov.	10.3	83.32	7.7	3.2	1248	55	0.54
26 nov.	10.3	83.32	7.7	3.2	1378	60	0.53
27 nov.	10.3	83.32	7.7	3.2	1349	58	0.52
28 nov.	10.3	83.32	7.7	3.2	1913	84	0.54
30 nov.	10.3	83.32	7.7	3.2	2412	107	0.54
							gem. 0.53

monster verdicht tot vol.massa 1.50

monster 2 vol.massa 1.45							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	Ks cm/dag
10 nov.	10.3	83.32	8.0	2.4	930	522	7.46
	10.3	83.32	8.0	2.4	444	247	7.40
13 nov.	10.3	83.32	8.0	2.4	417	17	0.54
14 nov.	10.3	83.32	8.0	2.4	444	15	0.45
15 nov.	10.3	83.32	8.0	2.4	955	24	0.33
16 nov.	10.3	83.32	8.0	5.5	1033	41	0.41
17 nov.	10.3	83.32	8.0	1.6	1229	31	0.38
	10.3	83.32	8.0	2.7	493	21	0.55
21 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1290	57	0.57
22 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1438	60	0.54
23 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1443	59	0.53
24 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1434	58	0.53
25 nov.	10.3	83.32	7.7	2.7	1248	27	0.28
26 nov.	10.3	83.32	7.7	2.7	1378	33	0.31
27 nov.	10.3	83.32	7.7	2.7	1349	30	0.28
28 nov.	10.3	83.32	7.7	2.7	1913	42	0.28
30 nov.	10.3	83.32	7.7	2.7	2412	55	0.29
							gem. 0.29

monster verdicht tot vol.massa 1.50

monster 3 vol.massa 1.48							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	Ks cm/dag
10 nov.	10.3	83.32	8.0	2.5	930	187	2.65
	10.3	83.32	8.0	2.5	444	68	2.02
13 nov.	10.3	83.32	8.0	2.5	417	54	1.71
14 nov.	10.3	83.32	8.0	2.5	973	133	1.80
	10.3	83.32	8.0	2.5	444	65	1.93
15 nov.	10.3	83.32	8.0	2.5	955	131	1.81
	10.3	83.32	8.0	5.7	1033	194	1.90
17 nov.	10.3	83.32	8.0	1.9	1229	184	2.09
	10.3	83.32	8.0	2.6	493	101	2.67
21 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1290	267	2.67
22 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1438	268	2.42
23 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1443	258	2.31
24 nov.	10.3	83.32	8.0	2.7	1434	247	2.23
25 nov.	10.3	83.32	7.9	2.7	1248	30	0.31
26 nov.	10.3	83.32	7.9	2.7	1378	34	0.32
27 nov.	10.3	83.32	7.9	2.7	1349	35	0.33
28 nov.	10.3	83.32	7.9	2.7	1913	51	0.34
30 nov.	10.3	83.32	7.9	2.7	2412	70	0.37
							gem. 0.33

monster verdicht tot vol.massa 1.50

gemiddelde verzadigde doorlatendheid Ks van 3 monsters keileem is 0.38cm/dag.

monster 4 7cm keileem (vol.massa 1.45) met ca. 1cm siltlaagje							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	Ks cm/dag
10 nov.	10.3	83.32	7.0	3.4	930	29	0.38
	10.3	83.32	7.0	3.4	444	10	0.26
13 nov.	10.3	83.32	7.0	2.4	3926	43	0.14
	10.3	83.32	7.0	2.4	417	4.4	0.14
14 nov.	10.3	83.32	7.0	2.4	973	11	0.15
	10.3	83.32	7.0	2.4	444	4.1	0.12
15 nov.	10.3	83.32	7.0	2.4	955	8.4	0.11
	10.3	83.32	7.0	5.6	1033	24.5	0.23
17 nov.	10.3	83.32	7.0	1.8	1229	12.2	0.14
	10.3	83.32	7.0	2.6	493	12	0.31
21 nov.	10.3	83.32	7.0	2.7	1290	34	0.33
22 nov.	10.3	83.32	7.0	2.7	1438	35	0.30
23 nov.	10.3	83.32	7.0	2.7	1443	35	0.30
24 nov.	10.3	83.32	7.0	2.7	1434	35	0.30
25 nov.	10.3	83.32	7.8	2.6	1248	22	0.23
26 nov.	10.3	83.32	7.8	2.6	1378	22	0.21
27 nov.	10.3	83.32	7.8	2.6	1349	21	0.20
28 nov.	10.3	83.32	7.8	2.6	1913	27	0.18
30 nov.	10.3	83.32	7.8	2.6	2412	36	0.19
							gem. 0.20

ca. 1cm
extra silt toegevoegd

Ks van keileem met een siltlaagje is 0.20cm/dag.

Tabel 3a. Sib speelbassin St. Maarten/zavel

monster 1							
datum	diameter	monster	hoogte	dikte	tijd	Q	K
	cm	doorsnede	cm	waterlaag	min.	cm ³	cm/dag
		cm ²		cm			monster 1
16-Nov-95	10.3	83.32	8.3	5.5	1033	203	2.04
17-Nov-95	10.3	83.32	8.3	1.8	1229	190	2.20
17-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.5	493	70	1.89
21-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.5	1293	227	2.33
22-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.5	1438	247	2.28
23-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.5	1442	278	2.56
24-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.5	1437	249	2.30
25-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.7	1250	117	1.22
26-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.7	1376	122	1.16
27-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.7	1351	106	1.02
28-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.7	1913	141	0.96
30-Nov-95	10.3	83.32	8.3	2.7	2412	157	0.85
							gem. 1.04

monster 2							
datum	diameter	monster	hoogte	dikte	tijd	Q	K
	cm	doorsnede	cm	waterlaag	min.	cm ³	cm/dag
		cm ²		cm			monster 2
16-Nov-95	10.3	83.32	7.5	6.0	1033	115	1.07
17-Nov-95	10.3	83.32	7.5	2.3	1229	65	0.91
17-Nov-95	10.3	83.32	7.5	3.0	493	16	0.40
21-Nov-95	10.3	83.32	7.5	3.0	1293	45	0.43
22-Nov-95	10.3	83.32	7.5	3.0	1438	43	0.37
23-Nov-95	10.3	83.32	7.5	3.0	1442	46	0.39
24-Nov-95	10.3	83.32	7.5	3.0	1437	53	0.46
25-Nov-95	10.3	83.32	7.9	3.1	1250	51	0.51
26-Nov-95	10.3	83.32	7.9	3.1	1376	56	0.51
27-Nov-95	10.3	83.32	7.9	3.1	1351	48	0.44
28-Nov-95	10.3	83.32	7.9	3.1	1913	66	0.43
30-Nov-95	10.3	83.32	7.9	3.1	2412	98	0.50
							gem. 0.48

monster 3							
datum	diameter	monster	hoogte	dikte	tijd	Q	K
	cm	doorsnede	cm	waterlaag	min.	cm ³	cm/dag
		cm ²		cm			monster 3
16-Nov-95	10.3	83.32	8.2	5.5	1033	98	0.98
17-Nov-95	10.3	83.32	8.2	1.2	1229	62	0.76
17-Nov-95	10.3	83.32	8.2	2.5	493	14	0.38
21-Nov-95	10.3	83.32	8.2	2.6	1293	29	0.29
22-Nov-95	10.3	83.32	8.2	2.6	1438	34	0.31
23-Nov-95	10.3	83.32	8.2	2.6	1442	42	0.38
24-Nov-95	10.3	83.32	8.2	2.6	1437	54	0.49
25-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.5	1250	27	0.29
26-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.5	1376	32	0.31
27-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.5	1351	49	0.48
28-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.5	1913	74	0.52
30-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.5	2412	57	0.32
							gem. 0.38

gemiddelde verzadigde doorlatendheid Ks van de monsters 2 en 3 is 0.43 cm/dag.

* Ks van monster 1 lijkt te hoog.

Tabel 3b. Sib spoelbassin Anna Paulowna/zand

monster 1							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	$\frac{Q}{t}$ cm ³ /min
17-Nov-95	10.3	83.32	6.0	3.7	1229	82	0.71
17-Nov-95	10.3	83.32	6.0	4.5	493	30	0.60
21-Nov-95	10.3	83.32	6.0	4.5	1293	97	0.74
22-Nov-95	10.3	83.32	6.0	4.5	1438	82	0.56
23-Nov-95	10.3	83.32	6.0	4.5	1442	67	0.46
24-Nov-95	10.3	83.32	6.0	4.5	1437	55	0.38
25-Nov-95	10.3	83.32	8.0	3.0	1250	42	0.42
26-Nov-95	10.3	83.32	8.0	3.0	1376	43	0.39
27-Nov-95	10.3	83.32	8.0	3.0	1351	39	0.38
28-Nov-95	10.3	83.32	8.0	3.0	1913	55	0.38
30-Nov-95	10.3	83.32	8.0	3.0	2412	67	0.35
gem.							0.38

monster 2							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	$\frac{Q}{t}$ cm ³ /min
17-Nov-95	10.3	83.32	6.5	3.8	1229	68	0.62
17-Nov-95	10.3	83.32	6.5	4.5	493	26	0.54
21-Nov-95	10.3	83.32	6.5	4.5	1293	55	0.43
22-Nov-95	10.3	83.32	6.5	4.5	1438	47	0.33
23-Nov-95	10.3	83.32	6.5	4.5	1442	40	0.28
24-Nov-95	10.3	83.32	6.5	4.5	1437	34	0.24
25-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1250	30	0.31
26-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1376	30	0.28
27-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1351	28	0.27
28-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1913	41	0.28
30-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	2412	52	0.28
gem.							0.28

monster 3							
datum	diameter cm	monster doorsnede cm ²	hoogte cm	dikte waterlaag cm	tijd min.	Q cm ³	$\frac{Q}{t}$ cm ³ /min
18-Nov-95	10.3	83.32	6.2	6.8	1033	86	0.69
17-Nov-95	10.3	83.32	6.2	4.5	493	47	0.95
21-Nov-95	10.3	83.32	6.2	4.5	1293	lek	
22-Nov-95	10.3	83.32	6.2	4.5	1280	282	2.21
23-Nov-95	10.3	83.32	6.2	4.5	1442	149	1.03
24-Nov-95	10.3	83.32	6.2	4.5	1437	146	1.02
25-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1250	36	0.37
26-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1376	32	0.30
27-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1351	27	0.28
28-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	1913	38	0.26
30-Nov-95	10.3	83.32	8.5	2.8	2412	38	0.20
gem.							0.28

gemiddelde verzadigde doorlatendheid K_s van 3 monsters is 0.31 cm/dag

Tabel 4. Verzadigde doorlatendheid Spoelbassins bloembollen ks (cm/dag)

keileem Vroomshoop				
	monster1	monster2	monster3	monster4
de laatste 5 metingen	0.54	0.28	0.31	0.23
	0.53	0.31	0.32	0.21
	0.52	0.28	0.33	0.20
	0.54	0.28	0.34	0.18
	0.54	0.29	0.37	0.19
gemiddeld	0.53	0.29	0.33	0.20
gem. van 3 monsters keileem	0.38			
monster4 met 1cm slib				0.20

slib St.Maarten/zavel			
	monster1	monster2	monster3
de laatste 5 metingen	1.22	0.51	0.29
	1.16	0.51	0.31
	1.02	0.44	0.48
	0.96	0.43	0.52
	0.85	0.50	0.32
gemiddeld	1.04	0.48	0.38
gem. van 3 monsters	0.63		
gem. van monster 2 en 3	0.43		

slib Anna Paulowna/zand			
	monster1	monster2	monster3
de laatste 5 metingen	0.42	0.31	0.37
	0.39	0.28	0.30
	0.36	0.27	0.26
	0.36	0.28	0.26
	0.35	0.28	0.20
gemiddeld	0.38	0.28	0.28
gem. van 3 monsters	0.31		