

32/uu6(566)2^eex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

**Oorzaken van de verschillen in berekende en gemeten
concentraties van bestrijdingsmiddelen in drainagewater
van kasgronden**

M. Leistra
F. van den Berg
J.J.T.I. Boesten

Rapport 566

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997



CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS

0000 0783 7350

20 NOV. 1997

Ungur 6327

REFERAAT

Leistra, M., F. van den Berg en J.J.T.I. Boesten, 1997. *Oorzaken van de verschillen in berekende en gemeten concentraties van bestrijdingsmiddelen in drainagewater van kasgronden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 566. 47 blz.; 3 fig.; 1 tab.; 33 ref.

De gemeten uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden via het drainagestelsel is aanzienlijk groter dan berekend met het model PESTLA. Geschematiseerde berekening met een afnemende fractie mobiel domein in de kasbodem t.g.v. lokale, preferente waterstroming doet de uitspoelconcentratie sterk toenemen. Het toedienen van bestrijdingsmiddel met de watergeefsystemen geeft veel extra uitspoelingsrisico en dient daarom te worden beëindigd. Het niveau van de uitspoeling kan nog niet worden geschat bij de toelating. Een speciaal model dient te worden ontwikkeld en getoetst. De concentraties van bestrijdingsmiddelen die met het oppervlaktewater inzijgen in de kasondergrond kunnen een meetbare bijdrage leveren aan de concentratie in het drainagewater

Trefwoorden: berekening, bodem, computersimulatie, grondwater, inzijging, omzetting, oppervlaktewater, preferente waterstroming, uitspoeling, waterverontreiniging

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

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

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Omzetting in natte bodemprofielen	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Milieuchemische omstandigheden in kasgronden	14
2.3 Diazinon	14
2.4 Heptenofos	16
2.5 Tolclofos-methyl	17
2.6 Algemene bespreking	17
3 Waterstroming en stoftransport in kasgronden	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Verdeling van de watergift	19
3.2.1 Beregenen	19
3.2.2 Druppelen	20
3.3 Toediening van bestrijdingsmiddelen met watergeefsystemen	21
3.4 Routes van extra bodembelasting	21
3.5 Waterstroming	22
3.6 Stoftransport	22
3.7 Algemene bespreking	23
4 Simulatie van lokale uitspoeling	25
4.1 Inleiding	25
4.2 Waterstroming	25
4.2.1 Model	25
4.2.2 Invoergegevens	26
4.3 Transport van bestrijdingsmiddel	28
4.3.1 Model	28
4.3.2 Invoergegevens	29
4.4 Overzicht van de berekeningen	31
4.5 Resultaten	31
4.5.1 Waterhuishouding	31
4.5.2 Diazinon	32
4.5.3 Heptenofos	33
4.5.4 Tolclofos-methyl	34
4.5.5 Gevoeligheidsanalyses	35
4.6 Algemene bespreking	36

5 Bijdrage van inzijging van oppervlaktewater	39
5.1 Inleiding	39
5.2 Systeembeschrijving	40
5.3 Resultaten	40
5.4 Algemene bespreking	41
6 Conclusies en aanbevelingen	43
6.1 Conclusies	43
6.2 Aanbevelingen	43
Literatuur	45

Woord vooraf

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het project 'Systeemonderzoek naar de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen' (SC projectnummer 7418). Het onderzoek vond plaats van begin tot medio 1997. De werkzaamheden werden gecoördineerd in de Projectgroep 'Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten' van het Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente, het Hoogheemraadschap van Delfland en DLO-Staring Centrum. Het experimentele onderzoek bij de kassen werd verzorgd door het Proefstation, de chemische analyses van de bestrijdingsmiddelen werden verricht door Delfland en de uitspoelingsberekeningen werden uitgevoerd door DLO-Staring Centrum.

Het in dit rapport beschreven onderzoek werd gefinancierd door het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

In 1997 namen de volgende instellingen deel aan de Begeleidingscommissie 'Uitspoeling chemische gewasbeschermingsmiddelen kasteelten':

- Directie Wetenschap en Kennisoverdracht, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij;
- Directoraat-Generaal Milieubeheer, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer;
- Coördinatie Tuinbouwonderzoek van Landbouwschap, Productschap voor Siergewassen, Productschap voor Groenten en Fruit;
- Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer;
- Hoogheemraadschap van Delfland;
- Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente;
- DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied.

In het kader van de Projectgroep verschenen eerder rapportages betreffende metingen van organofosfor-bestrijdingsmiddelen in drainagewater etc. van kassen (Runia et al., 1996), kwantitatieve gegevens over de kasteeltsystemen (Matser et al., 1996) en uitspoelingsberekeningen voor uniforme waterstroming in kasbodems (Van der Veen et al., 1997). Het huidige rapport is het laatste in het kader van dit project. Het ontwikkelen van een speciaal uitspoelingsmodel voor kasgronden en het terugdringen van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen dienen in vervolgprojecten plaats te vinden.

Samenvatting

In waterlopen in glastuinbouwgebieden worden regelmatig bestrijdingsmiddelen aangetroffen. Eén van de mogelijke emissieroutes is uitspoeling uit de kasgronden naar de waterlopen, veelal via het drainagesysteem van de kassen. Berekeningen met een standaard uitspoelingsmodel leverden veel lagere uitspoelconcentraties in het drainagewater dan gemeten. Het doel van dit onderzoek is om de mogelijke oorzaken van de verschillen tussen de berekende en gemeten uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden te achterhalen aan de hand van literatuuronderzoek en computersimulaties.

Een literatuurstudie werd uitgevoerd naar de omzetting van de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in gronden onder uiteenlopende omstandigheden. Omdat de omzetting op den duur langzamer verloopt dan overeenkomt met de eerste-orde-kinetiek uit de beginperiode kunnen de residuen onverwacht laat (op een relatief laag niveau) alsnog uitspoelen. Er zijn nu geen aanwijzingen dat de omzetting van deze middelen wordt afgeremd door de natte (deels anaërobe) toestand in de kasbodems. Voor representatieve berekeningen is onderzoek nodig naar de omzetting van bestrijdingsmiddelen in de diepere (natte) bodemlagen in kassen.

Geïnterviewd werd welke literatuurgegevens beschikbaar zijn over de wijze waarop waterstroming en stoftransport in kasgronden verlopen. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat preferente waterstroming optreedt in kasgronden, zowel door ongelijkmatige waterverdeling als door intensieve watertoevoer. Kwantitatieve gegevens voor de invoer in berekeningen ontbreken echter. Met behulp van een tracer dient het (resterend) belang van preferente waterstroming en stoftransport bij verbeterde watervoorziening in kassen te worden onderzocht.

De invloed van lokale waterstroming in de kasbodem op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen werd onderzocht via een reeks scenarioberekeningen. De waterhuishouding werd berekend met het model SWAP 1993 en de uitspoeling van bestrijdingsmiddel met het model PESTLA, versie 3.1. De waterstroming vond plaats door een steeds kleinere fractie mobiel domein in de kasbodem.

Bij verkleinen van het mobiele domein tot 1/4 van de kasbodem nam de maximale uitspoelconcentratie van diazinon toe tot $0,033 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Bij verdere verkleining tot 1/6 mobiel domein nam de concentratie toe tot $0,55 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. De berekende totale uitspoeling van diazinon bedroeg resp. 0,1% en 2,4% van de dosering.

De omzetting van heptenofos verloopt zo snel dat zelfs bij het kleinste mobiel domein (1/6) in de kasbodem geen meetbare uitspoeling wordt berekend. De metingen duiden op andere (snellere) emissieroutes naar het drainagewater.

Verkleining van het mobiele domein tot 1/4 van de kasbodem doet de berekende maximale uitspoelconcentratie van tolclofos-methyl toenemen tot $0,10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Verdere verkleining tot 1/6 mobiel domein levert een maximale concentratie van 1,32

$\mu\text{g}/\text{dm}^3$. De totaal berekende uitspoeling kwam overeen met resp. 0,03% en 0,71% van de dosering.

De berekende uitspoeling is gevoelig voor het verloop van de omzettingssnelheid met de diepte in de bodem. Metingen van de omzettingssnelheid in diepere lagen zijn vooral nodig bij de langere transporttijden in deze lagen.

Door het ontbreken van metingen van concentratiepatronen van bestrijdingsmiddelen in kasbodems is niet bekend in welke opzichten adsorptie, omzetting en transport afwijken van de simulatie van deze processen met een standaardrekenmodel. Bij vervolgonderzoek dienen de concentratiepatronen van bestrijdingsmiddelen in kasbodems te worden gemeten; dit geeft aan in welke richting de modelconcepten moeten worden verbeterd.

Het ontwikkelen en experimenteel toetsen van een speciaal uitspoelingsmodel voor kasgronden is nodig om de mate van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen te beoordelen in de toelatingsprocedure. Aan de hand van zo'n model kan effectief beleid worden gevoerd ter vermindering van de uitspoeling.

Het toedienen van bestrijdingsmiddelen met beregenen en druppelen geeft veel extra uitspoelingsrisico (veel middel en water op dezelfde plaatsen) en dient daarom te worden beëindigd.

Bij het emissieonderzoek in kassen is tot nu toe weinig gelet op de diverse andere routes waarlangs water en bestrijdingsmiddel in het drainagewater terecht kunnen komen, bijv. vanuit leidingen en goten, en via onderbemalingsputten. Aanbevolen wordt om in een vervolgstudie alle mogelijke verontreinigingsroutes te betrekken.

In diverse gebieden sijgt oppervlaktewater in de kasondergrond en dit wordt afgevoerd met het drainagewater. Oriënterende berekeningen werden opgezet betreffende de omzetting van bestrijdingsmiddelen in een stroombaan. Berekend wordt dat de residuen van enigszins persistente middelen in het oppervlaktewater een meetbare bijdrage kunnen leveren aan de concentraties in het drainagewater.

1 Inleiding

In de waterlopen in glastuinbouwgebieden worden regelmatig bestrijdingsmiddelen in vrij hoge concentraties gemeten. Systematische metingen worden o.a. verricht door het Hoogheemraadschap van Delfland (Gorter et al., 1996). De 90-percentiel-waarden van diverse bestrijdingsmiddelen overschrijden de normen, soms in hoge mate. De cholinesterase-remming ligt vrijwel altijd aanzienlijk boven de grenswaarde van 0,5 µg/l paraoxon-equivalent. Bij toetsen met watervlooien in het oppervlaktewater van glastuinbouwgebieden is de sterfte hoog. Het bestrijdingsmiddelenniveau in water in glastuinbouwgebieden is aanzienlijk hoger dan dat in water in referentiegebieden zonder glastuinbouw. Analyses voor bestrijdingsmiddelen in waterlopen in polders met veel glastuinbouw werden ook uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland (1993). Van de 12 onderzochte bestrijdingsmiddelen werden er zeven in normoverschrijdende concentraties aangetroffen.

Eén van de mogelijke emissieroutes is uitspoeling uit de kasgronden naar de waterlopen, veelal via het drainagesysteem in de kassen. In het onderzoek van Runia et al. (1996) werden monsters genomen van drainagewater, gietwater en oppervlaktewater van of bij zeven glastuinbouwbedrijven met grondgebonden teelten. De organofosfor-bestrijdingsmiddelen die in de kassen werden gebruikt, werden regelmatig in het drainagewater gemeten. In een deel van de gevallen werden daarbij de (voorlopige) normen voor de oppervlaktewaterkwaliteit overschreden. Een aanzienlijk deel van de drainagewatermonsters was toxisch voor de watervlo *Daphnia magna* en vertoonde cholinesterase-remming boven de waterkwaliteitsnorm.

De grondgebonden kasteeltsystemen werden nader bestudeerd (Matser et al., 1996) om na te gaan door welke oorzaken de uitspoeling uit de kasgronden plaatsvindt en hoe de uitspoeling zou kunnen worden verminderd. De belasting van de bodem kan worden verminderd door de gewasbehandelingsmiddelen meer gewasgericht toe te dienen. Vervluchting en fotochemische omzetting leveren nauwelijks een bijdrage aan de afname van de middelen op het bodemoppervlak in kassen. De watergiften in kassen zijn hoger dan nodig is; dit vergroot het uitspoelingsrisico aanzienlijk. De omzettingssnelheid van de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in kasgronden bleek veelal van dezelfde orde van grootte te zijn als die in gronden uit het veld. Dit onderzoek leverde de invoergegevens die nodig waren voor uitspoelingsberekeningen met een standaardmodel.

Berekeningen over de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen vanuit kasgronden via de drainagesystemen werden uitgevoerd door Van de Veen et al. (1997), met het PESTLA-model (versie 3.0). De berekeningen met dit standaardmodel leverden veel lagere concentraties in het drainagewater dan gemeten door Runia et al. (1996). Vermoed werd dat het optreden van preferente waterstroming en stoftransport in de kasgronden een belangrijke oorzaak is van dit verschil. Deze complicaties kunnen optreden door intensieve beregening en ongelijkmatige waterverdeling. Ook zou de snelheid van omzetting van de bestrijdingsmiddelen in de natte diepere bodemlagen in kassen lager kunnen zijn dan in goed beluchte toplaagmaterialen. Mogelijk werd

er ook bestrijdingsmiddelresidu meegevoerd met het water uit de waterlopen dat inziigt in de kasondergrond en dat wordt afgevoerd met de drainagestelsels.

Meer in het algemeen dient gezocht te worden naar drie types verklaring voor de verschillen tussen de berekende en gemeten uitspoeling:

- de aannames in het model zijn niet representatief voor kasgronden;
- de invoergegevens voor de middelen zijn niet juist voor kasgronden;
- er zijn verschillende aanvoerroutes naar het drainagewater.

Het doel van het huidige onderzoek is om de mogelijke oorzaken van de verschillen tussen de berekende en gemeten uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden nader te analyseren. De eerste vraag is in hoeverre de omzetting van de bestrijdingsmiddelen wordt geremd door de natte toestand in veel kasgronden (vooral in de diepere lagen). De tweede vraag is in welke mate er sprake is van preferente waterstroming en stoftransport door (een beperkt deel van) de kasbodem, en hoeveel de uitspoelconcentratie daardoor wordt verhoogd. De derde vraag betreft de bijdrage van de bestrijdingsmiddelen die inziigen vanuit het oppervlaktewater in de kasondergrond aan de concentratie in het drainagewater. Alleen als de effecten groot zijn kunnen ze de aanzienlijke verschillen tussen de berekende en gemeten concentraties in drainagewater verklaren.

De organofosfaat-bestrijdingsmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl dienen hier als voorbeeldmiddelen. Via literatuuronderzoek werd nagegaan in hoeverre de omzettingssnelheid van de middelen in de diepere (natte) bodemlagen in kassen kan afwijken van die verwacht op basis van metingen voor goed beluchte gronden (hoofdstuk 2). Gegevens werden verzameld over de mate waarin de waterverdeling bij de berekening in kassen ongelijkmatig is (hoofdstuk 3). Daarbij werd ook gezocht naar meetgegevens over de wijze waarop waterstroming en stoftransport in kasgronden plaatsvinden. Berekeningen werden uitgevoerd met het PESTLA-model (versie 3.1) voor situaties waarin waterstroming en stoftransport plaatsvinden in een beperkt deel van de kasbodem (hoofdstuk 4). Oriënterende stroombaanberekeningen werden uitgevoerd voor de bijdrage van bestrijdingsmiddelen in inziigend oppervlaktewater aan de concentratie in het drainagewater (hoofdstuk 5). De conclusies en aanbevelingen die volgen uit dit onderzoek worden gegeven in hoofdstuk 6.

2 Omzetting in natte bodemprofielen

2.1 Inleiding

Bij het berekenen van het transport van bestrijdingsmiddelen door kasgronden is het nodig om de snelheid van de omzetting als functie van de diepte in de bodem te kennen. In de standaardberekeningen met het PESTLA-model wordt een relatie tussen de omzettingssnelheid en de diepte ingevoerd die is afgeleid uit enkele gepubliceerde studies. In de meeste daarvan lag de grondwaterstand nogal diep. Bij kasgronden is sprake van een ondiepe grondwaterstand; de drainagebuizen liggen bijv. op 0,8 m diepte. In diverse gebieden wordt water aangevoerd door inzijging of kwel. Bovendien wordt in diverse kassystemen veel beregend (Matser et al., 1996), zodat het bodemprofiel nogal nat is, vooral beneden de bewerkte laag. De natte toestand kan een vertragende invloed hebben op de omzetting van een bestrijdingsmiddel. Voor een aantal middelen is bekend dat de omzetting afhankelijk is van het beschikbaar zijn van vrije zuurstof (aërobie). Andere verbindingen worden juist onder anaërobe omstandigheden relatief snel omgezet.

In de waterlopen langs de glastuinbouwbedrijven worden regelmatig aanzienlijke concentraties van bestrijdingsmiddelen aangetroffen (o.a. Runia et al., 1996). In diverse situaties infiltreert water vanuit de waterlopen in de kasondergrond en dit wordt grotendeels afgevoerd via het drainagesysteem, veelal met onderbemalingsput. De transportafstand door de ondergrond is veelal niet meer dan enkele meters. Indien de omzetting van een bestrijdingsmiddel in de stroombanen traag verloopt dan kan de inzijging een bijdrage leveren aan de concentratie in het drainagewater. Het zou één van de verklaringen kunnen zijn voor de onverwacht hoge bestrijdingsmiddelconcentraties in het drainagewater.

In de literatuur werd gezocht naar onderzoekresultaten betreffende de omzetting van de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl op verschillende dieptes in relatief natte bodems. Ook werd gezocht naar gegevens over de omzetting in het bovenste deel van de waterverzadigde zone. Wanneer zulke gegevens schaars zijn, worden alle onderzoekresultaten die een schatting op kunnen leveren voor de omzettingssnelheid in natte bodemprofielen (bijv. over hydrolyse) van belang.

De omzettingssnelheid van de bestrijdingsmiddelen wordt op twee manieren gekarakteriseerd. Indien het verloop van de omzetting kan worden beschreven met de eerste-orde-kinetiek dan wordt de halfwaardetijd gebruikt. Het omzettingsverloop kan echter duidelijk afwijken van de eerste-orde-kinetiek. In die gevallen wordt de snelheid van omzetting meer algemeen gekarakteriseerd met de DT50-waarde: de tijd waarin 50% van de beginhoeveelheid van het bestrijdingsmiddel is omgezet. De processen in de bodem die leiden tot een meer complexe omzettingskinetiek verdienen de aandacht. Vertraging in de omzetting (t.o.v. de eerste-orde-kinetiek) geeft extra risico op uitspoelen van het bestrijdingsmiddel. In rekenmodellen wordt vaak uitgegaan van de eerste-orde-kinetiek, maar dit kan een te sterk vereenvoudigde beschrijving zijn.

2.2 Milieuchemische omstandigheden in kasgronden

Gezocht is naar informatie over de milieuchemische omstandigheden in kasgronden, met name voor wat betreft de oxidatie-reductie-toestand. Hiervan zijn geen directe metingen, bijv. van de redoxpotential, bekend.

Bij de meststoffenbalansen spelen de omstandigheden in de kasgronden ook een rol. In matig gestructureerde gronden, bij redoxpotentialen van omstreeks 300 mV, treedt nitraatreductie op tot de gassen N_2O en N_2 . Dit vormt een verliespost in de materiaalbalans voor N-meststoffen. Metingen van de denitrificatiesnelheid in zes kasgronden gebruikt voor de jaarrondteelt van chrysanten werden samengevat door Postma (1997). Er treedt duidelijke denitrificatie op, waarbij de snelheid toeneemt met de diepte in het profiel. De fluctuatie in denitrificatie in de tijd was groot, vermoedelijk door factoren zoals de hoeveelheid beregening en de bodemtemperatuur. Geschat wordt dat in kasgronden een aanzienlijk deel van de nitraat wordt omgezet door denitrificatie.

De redoxtoestand in kasgronden is mogelijk nogal heterogeen. In de bodemzones met stagnant water is er trage aanvoer van zuurstof en is er veel tijd voor microbiële zuurstofconsumptie in aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare organische stof. In deze bodemzones zou de toestand anaëroob kunnen zijn. In de bodemzones met mobiel water (in de stroombanen) is er relatief weinig tijd voor O_2 -consumptie en dus voor het dalen van de redoxpotential via biochemische reacties. Deze zones zouden grotendeels aëroob kunnen zijn.

Metingen zijn nodig ter bepaling van de oxidatie-reductie-toestand in kasgronden en van de variatie daarin. Deze toestand kan aanzienlijke invloed hebben op de omzettingssnelheid van (groepen) bestrijdingsmiddelen.

2.3 Diazinon

De literatuur over de omzetting van diazinon in de bovenlaag van gronden werd besproken door Matser et al. (1996). Het gemiddelde van de DT50-waarden, gemeten bij of vertaald naar 20 °C, bedraagt 40 dagen ($n = 17$; $s = 13$ dagen). Diazinon wordt dus veelal slechts geleidelijk omgezet en er zijn aanzienlijke verschillen in de omzettingssnelheid in uiteenlopende gronden.

Metingen betreffende de omzettingssnelheid van diazinon in vier vochtige kasgronden bij 20 °C werden gerapporteerd door Matser et al. (1996). De DT50-waarden bedroegen resp. 7 dagen (veengrond), 8 dagen (zandgrond), 17 dagen (kleigrond) en 38 dagen (zavelgrond). De eerste twee waarden liggen beneden het traject van DT50-waarden gegeven in de literatuur voor gronden uit het veld. Mogelijk had er adaptatie van de micro-organismen in de kasgronden plaatsgevonden, waardoor diazinon versneld werd omgezet.

Het omzettingsverloop voor diazinon in de kasgronden (Matser et al., 1996) week duidelijk af van de eerste-orde-kinetiek: na een beginperiode van enkele weken

verliep de omzetting relatief traag. Vermoedelijk neemt de biobeschikbaarheid van het middel af doordat de adsorptie geleidelijk toeneemt. Ook kunnen de moleculen geleidelijk doordringen in de uiterst fijne bodemporiën, waarin geen micro-organismen aanwezig zijn. Het beschikbaar komen voor omzetting is dan afhankelijk van het relatief trage proces van diffusie via waterge vulde microporiën.

Onderzoek is verricht naar de omzetting van diazinon in natte tropische gronden (rijstteelt); een overzicht hiervan werd gegeven door Sethunathan (1972). In niet-gesteriliseerde rijstgronden verliep de omzetting van diazinon ongeveer driemaal zo snel als in de gesteriliseerde gronden. De eerste stap van zowel de chemische als de microbiële omzetting van diazinon is hydrolyse van de P-O-pyrimidine-binding. Het hydrolyseproduct 2-isopropyl-6-methyl-4-hydroxypyrimidine wordt onder anaërobe omstandigheden zeer traag omgezet. Bij aanwezigheid van vrije zuurstof (aërobie) treedt onder invloed van oxigenase wél ringsplitsing en verdere mineralisatie op.

Na herhaalde toepassing van diazinon aan natte-rijstgronden vond adaptatie van de micro-organismen in de bodem plaats, waardoor het middel versneld werd omgezet (Sethunathan, 1972). Dit kon ongedaan worden gemaakt via sterilisatie van de grond of door toevoeging van een antibioticum. Later toonden Forrest et al. (1981) versnelde omzetting van diazinon door microbiële adaptatie ook aan voor aërobe gronden.

De hydrolysesnelheid van diazinon in water bij 20 °C werd gemeten door Faust en Gomaa (1972). Bij pH 5 was de halfwaardetijd 31 dagen en bij pH 7,4 was deze 185 dagen. Sharom et al. (1980) bepaalden de hydrolysesnelheid van diazinon in gedestilleerd water bij 25 °C (donker). De halfwaardetijd bedroeg omstreeks 37 dagen. In water uit een ontwateringskanaal werd een halfwaardetijd gemeten van omstreeks 24 dagen; in dit water leverde de biologische activiteit vermoedelijk een bijdrage aan de omzetting. De snelheid van hydrolyse van diazinon in gedestilleerd water bij 25 °C werd eveneens bepaald door Scheunert et al. (1993). Na 14 dagen was er nog 84% van de dosis over; de geëxtrapoleerde halfwaardetijd is 56 dagen. In rivierwater verliep de omzetting wat sneller: na 14 dagen was hierin nog 75% van de dosis over (geëxtrapoleerde halfwaardetijd 34 dagen).

Voor diazinon werden geen literatuurgegevens gevonden over de omzettingssnelheid in diepere bodemlagen of in de grondwaterzone. De wél beschikbare onderzoeksresultaten leveren het volgende algemene beeld voor de omzetting van diazinon. Microbiële activiteit levert veelal de grootste bijdrage aan de omzetting van diazinon in gronden, zodat afname van de omzettingssnelheid met toenemende diepte kan worden verwacht. In water vindt hydrolyse plaats; de snelheid ervan is sterk afhankelijk van de pH. Chemische hydrolyse levert een bijdrage aan de omzetting van diazinon in gronden. Daarom mag verwacht worden dat ook in de diepere bodemlagen en in de grondwaterzone duidelijke omzetting optreedt. De bijdrage van catalyse door de oppervlakken van de gronddeeltjes is niet bekend. Er zijn nu geen aanwijzingen dat natte omstandigheden in de bodem, gepaard gaande met anaërobie, de omzetting van diazinon zelf duidelijk afremmen. Wel stagneert de verdere omzetting van het hydrolyseproduct.

2.4 Heptenofos

Bij incubatie van heptenofos in materiaal uit de bovenlaag van vijf gronden (temperatuurtraject 15 tot 25 °C) werden DT50-waarden gemeten van 0,1 tot 3,5 dag (Panman en Linders, 1992). Herleid tot de referentietemperatuur van 20 °C komen deze resultaten overeen met een gemiddelde DT50-waarde van 1,1 dag, met grote spreiding.

De omzetting van ring-¹⁴C-heptenofos in een vochtige sandy loam (vers uit de toplaag) werd bestudeerd door Schwab et al. (1994). De DT50-waarde bij 20 °C bedroeg slechts 0,5 dag. Daarbij werd de P-O-cycloheptadieen-binding gehydrolyseerd. Verdere omzetting bleek uit de vorming van extraheerbare omzettingssubstanties en grondgebonden residu, en uit de ontwikkeling van ¹⁴CO₂. In geautoclaveerde grond verliep de omzetting van heptenofos slechts langzaam (DT50-waarde 35 dagen). Het middel wordt dus vrijwel geheel omgezet door microbiële activiteit.

De omzettingssnelheid van heptenofos in vier kasgronden bij 20 °C werd gemeten door Matser et al. (1996). Voor drie van de vier gronden lag de DT50 in het traject van 0,5 tot 0,7 dag; voor een kleigrond was de DT50-waarde 2,1 dag. De orde van grootte van deze omzettingssnelheden komt overeen met die gegeven in de literatuur voor heptenofos in gronden uit het veld.

Vanaf een restant van ongeveer 4% van de dosering van heptenofos verliep de omzetting langzamer dan overeenkomt met de eerste-orde-kinetiek in de beginperiode (Schwab et al., 1994). In de studie van Matser et al. (1996) was er in de eerste drie dagen bij benadering een eerste-orde-verloop van heptenofos, maar daarna werd het middel wat langzamer omgezet. De beschikbaarheid van heptenofos voor microbiële omzetting in de gronden leek af te nemen in de tijd.

De snelheid van hydrolyse van heptenofos in water bij 22 °C werd berekend door extrapolatie van meetwaarden bij 30 °C en 40 °C (Panman en Linders, 1992). De halfwaardetijden bij pH 5 (citraatbuffer) en pH 7 (fosfaatbuffer) werden berekend op resp. 23 en 4 dagen.

Gegevens over de omzetting van heptenofos in (natte) diepere bodemlagen of in de grondwaterzone werden niet aangetroffen. De wel beschikbare gegevens wijzen erop dat het middel in de bodem vooral wordt omgezet door microbiële activiteit. Daarom is afname van de omzettingssnelheid met de diepte te verwachten. Er is geen aanwijzing dat de omzetting van heptenofos onder natte (anaërobe) omstandigheden trager verloopt dan in aërobe grond. Hydrolyse en enige microbiële omzetting kunnen ook in diepere lagen optreden. Voor meer zekerheid is een specifieke incubatiestudie met materialen uit de diepere (natte) lagen van de kasgronden nodig.

2.5 Tolclofos-methyl

De omzettingssnelheid van tolclofos-methyl werd gemeten in vier gronden in vochtige toestand, bij temperaturen van 15 °C en/of 25 °C (Visser en Linders, 1992). Vertaling van de relevante metingen naar 20 °C leverde een gemiddelde DT50-waarde van 71 dagen ($n = 6$; $s = 29$ dagen).

Bij incubatie van tolclofos-methyl in vier kasgronden bij 20 °C bleek de omzetting slechts geleidelijk te verlopen (Matser et al., 1996). De DT50-waarden waren resp. 46 dagen (veengrond), 115 dagen (zandgrond), 142 dagen (zavelgrond) en 178 dagen (kleigrond). In drie van de vier kasgronden verliep de omzetting aanzienlijk langzamer dan gemiddeld in gronden uit het veld; de oorzaak hiervan is niet bekend.

De snelheid van hydrolyse van tolclofos-methyl in water werd bestudeerd door Mikami et al. (1984). De flessen met water werden buiten geplaatst en 'afgedekt met Al-folie' tegen zonlicht. De DT50-waarde voor tolclofos-methyl in gedestilleerd water was ongeveer 90 dagen (geëxtrapoleerd). De DT50-waarden in gefiltreerd rivierwater (pH 7,8) en vijverwater (pH 6,8) waren omstreeks 60 dagen. Mogelijk was hier invloed van diffuus zonlicht op de omzetting van tolclofos-methyl. In een andere studie werd de snelheid van hydrolyse van tolclofos-methyl in water gemeten bij 22 °C (Visser en Linders, 1992). De halfwaardetijden bij pH 5 (falaatbuffer) en pH 7 (fosfaatbuffer) werden geschat door extrapolatie vanuit een meetperiode van 28 dagen, wat resp. 139 en 417 dagen opleverde.

Ook voor tolclofos-methyl werd geen informatie gevonden over de omzetting in (natte) diepere bodemlagen of in de grondwaterzone. De relatieve bijdrage van chemische en microbiële hydrolyse aan de trage omzetting van tolclofos-methyl in aërobe gronden is niet bekend. Er zijn te weinig gegevens om een gefundeerde relatie tussen de omzettingssnelheid van tolclofosmethyl en de diepte in de bodem in te voeren. Zo'n relatie vereist specifieke incubaties met materiaal uit de natte diepere bodemlagen in de kassen.

2.6 Algemene bespreking

Bij de incubatie van organofosfaat-bestrijdingsmiddelen in kasgronden bleek het omzettingsverloop duidelijk af te wijken van de eerste-orde-kinetiek (Matser et al., 1996). Het laatste deel van het bestrijdingsmiddel werd trager omgezet dan overeenkomt met de eerste-orde-kinetiek uit de beginperiode. Dit verschijnsel werd nader onderzocht voor het herbicide metamitron in twee bloembollengronden (Leistra et al., 1996). De relatieve vertraging van de omzetting in de tijd bleek samen te hangen met de verminderde beschikbaarheid van de verbinding in de bodemoplossing (geïsoleerd door centrifugeren). De desorptie vanaf de vaste fase (o.a. in microporiën) bleek ten dele slechts traag te verlopen. Door dit verschijnsel kan bestrijdingsmiddelresidu onverwacht lang in de bodem aanwezig blijven.

Verminderde beschikbaarheid voor microbiële omzetting betekent vermoedelijk ook verminderd beschikbaar zijn voor uitspoeling. Diffusie dient plaats te vinden vanaf

adsorberende oppervlakken (deels via microporiën met stagnant water) naar de mobiele waterfase, wat een langzaam proces is. Hierbij komt het middel opnieuw vrij voor microbiële omzetting via de bodemoplossing. De uitspoeling als gevolg van tijdelijk verminderde beschikbaarheid kan daardoor slechts een kleine fractie van de dosering zijn. Uit de metingen van Runia et al. (1996) in drainagewater van kasgronden blijkt dat de uitspoeling van de toegepaste middelen veelal in het traject van 0,01 tot 0,1% van de dosering lag. Ook spoelden bestrijdingsmiddelen uit die in de meetperiode niet werden toegepast: het betreft hier mogelijk restanten van eerdere toepassingen. De uitspoeling van de eerder toegepaste middelen lag op een lager niveau dan dat van middelen toegepast in de meetperiode.

De incubatiestudies voor de bepaling van de omzettingssnelheid van bestrijdingsmiddelen in bovengrond zijn erop gericht om het gemiddelde voor een perceel of een kas te bepalen. Deelmonsters worden verspreid over het oppervlak genomen en deze worden in het laboratorium eerst gemengd. De omzettingssnelheid in de bodem van een perceel of kas zou duidelijk kunnen verschillen per plaats; hiernaar is nog weinig onderzoek verricht. De invloed van zulke heterogeniteiten kan worden geschat via computersimulaties.

In de diepere (natte) bodemlagen kunnen de drie voorbeeldmiddelen zowel door hydrolyse als door de (relatief lage) microbiële activiteit worden omgezet. Processtudies in het laboratorium (indien uitgevoerd) geven hiervoor indicaties. Voor geen van de middelen is echter informatie gevonden over de snelheid van omzetting als functie van de diepte of in de grondwaterzone. Hierdoor ontbreekt de basis voor het invoeren van goed gefundeerde relaties tussen omzettingssnelheid en diepte in berekeningen. Alleen incubaties in het laboratorium, met nabootsing van de omstandigheden in de diepere lagen, kunnen meer duidelijkheid verschaffen.

3 Waterstroming en stoftransport in kasgronden

3.1 Inleiding

In verband met het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen is het allereerst van belang hoeveel water er op de kasbodem terechtkomt. De beregende hoeveelheden zijn geïnventariseerd door Matser et al. (1996): ze bleken voor de onderzochte kassen uiteen te lopen van 270 tot 1650 mm/jaar. De laagste watergift kwam voor bij een bedrijf met veel inzijging vanuit waterlopen. De hoogste watergiften werden gevonden bij jaarrond-teelt van chrysanten.

Het is verder van belang om te weten hoe het water door de kasbodem stroomt. De verdeling van de watergift kan ongelijkmatig zijn waardoor plaatselijk veel water door het profiel stroomt. Bij intensieve beregening kan waterverzadiging optreden aan het bodemoppervlak (plasvorming), gevolgd door plaatselijk hoge infiltratie in de bodem. De meest extreme situatie doet zich voor als het water door de grotere holtes in de bodem (o.a. scheuren) stroomt. Deze verschijnselen zouden kunnen leiden tot een hogere uitspoeling van bestrijdingsmiddelen dan verwacht.

In het huidige onderzoek is gezocht naar kwantitatieve gegevens over de verdeling van de watergift over de kasbodem en over de ruimtelijke variatie in de waterstroming door de kasbodem. Daarvoor zijn ook eventuele studies naar stoftransport in kasbodems van belang. Het doel was om basisinformatie te krijgen voor het zo representatief mogelijk invoeren van ongelijkmatige waterstroming in het rekenmodel.

In diverse kassen, met name in de bloementeelt, worden twee systemen van watergeven gebruikt. Naast beregening boven het gewas kan er ook beregend worden tussen het gewas of ligt er een druppelsysteem op de grond (Heemskerk et al., 1997). In het begin van de teelt wordt veelal met de regeninstallatie water gegeven, dus over het gewas heen. Nadat de planten flink zijn uitgegroeid wordt overgestapt op het druppelsysteem. Voor de uitspoeling van de zouten, bijv. tussen twee teelten in, is het gebruik van de hoge regenleiding weer essentieel. Aandacht is ook nodig voor de wijze waarop plaatselijk extra water op de kasbodem terecht kan komen en plaatselijk extra belasting met bestrijdingsmiddel kan plaatsvinden.

3.2 Verdeling van de watergift

3.2.1 Beregenen

De waterverdeling bij beregeningssystemen boven het gewas kan sterk ongelijkmatig zijn. Bij iedere combinatie van sproeihoogte, sproeiertype en sproeidruk hoort een sproeibereik, dat uiteen kan lopen van minder dan 2 m tot meer dan 3,5 m. De sproeierafstand op de leidingen is veelal klein zodat er in die richting ruime overlap is van de sproeipatronen. De afstand tussen de regenleidingen is echter nogal eens te groot, waardoor er relatief natte en droge banen voorkomen in een kas (Heemskerk

en Schotman, 1996). Ook aan de randen van de teeltvakken kan relatief weinig water terechtkomen. Sproeiers met een breed patroon geven goede overlapping binnen het teeltvak, maar ze geven minder water aan brede randen omdat daar de overlapping ontbreekt. De watergift wordt afgestemd op de droogste plekken, zodat er veel andere plekken zijn waar te veel wordt beregend.

Het streven naar lagere watergiften bij de berekening in kassen vereist een zeer gelijkmatige verdeling van het water over het kasoppervlak. Alleen dan wordt het ontstaan van droge plekken in de kas voorkomen. Spuithoogte, patroon per sproeier en afstand van de regenleidingen moeten op elkaar zijn afgestemd, zodat er goede overlappingen ontstaan (Heemskerk en Schotman, 1996). Aan de randen van de teeltvakken kan men een extra rij éézijdige sproeiers installeren.

Na een gietbeurt druppelt de regenleiding vaak na, waardoor er plaatselijk veel water op de kasbodem terecht komt. Dit leegdruppelen kan worden voorkomen met lekstopventielen of door plaatsing van de sproeiers bovenop de leiding. Bij het vollopen van de leidingen in de aanlooperperiode van de berekening zijn er grote verschillen in waterafgifte per sproeier; als de leidingen vol blijven dan zijn de verschillen veel kleiner.

Een groot drukverval in de leidingen leidt tot grote verschillen in de afgifte per sproeier. De druk dient per kraanvak te worden ingesteld, afhankelijk van de afstand tot de pomp en de weerstand in de aanvoerleiding. De plaatselijke regenintensiteit per periode kan worden verlaagd door de regenleidingen om-en-om in te schakelen. Verder zijn regelmatige controle en onderhoud van regenleidingen en sproeiers nodig.

Bij berekening boven het gewas vindt eerst interceptie van het water door het gewas plaats. Daarna stroomt het water af naar de bodem, deels via bepaalde banen, bijv. langs stengels. Hierdoor zal de waterinfiltratie in de bodem op microschaal nogal variëren.

Regenleidingen die vlak boven de grond (onder het gewas) liggen geven een spuitpatroon van beperkte omvang. De verdeling van het water wordt verder verslechterd door interceptie door de stengels en onderste bladeren.

3.2.2 Druppelen

Watertoevoer via druppelen levert per definitie slechts een plaatselijke bevochtiging van de kasbodem en dus ook plaatselijke waterstroming. Onder de druppelaar bevindt zich een relatief nat bodemvolume dat verschillende vormen en afmetingen kan hebben. Omdat de waterbehoefte van het gewas op een beperkt deel van de kasbodem wordt aangebracht is de kans op snelle en omvangrijke neerwaartse waterstroming groot, vooral bij grotere druppelbeurten.

De oudere druppelsystemen moeten eerst vollopen en op druk komen. De eerste druppelaars op een leiding beginnen snel te lopen, maar die aan het eind van een leiding lopen pas veel later. Omdat aan het eind van een leiding voldoende water

moet worden gegeven, wordt op de andere plaatsen te veel gedruppeld. Het geven van kleine druppelbeurten is bij zo'n systeem niet mogelijk.

In de nieuwere druppelsystemen blijven de leidingen met water gevuld tussen de druppelbeurten, bijv. doordat de druppelaars zich afsluiten of doordat ze bovenop de leiding staan (Van Emmerik en De Veld, 1996). Hierdoor komt het systeem sneller op druk en is de verdeling van de afgifte gelijkmatiger. Met zo'n systeem kunnen ook kleinere druppelbeurten worden gegeven.

Verskil in afgifte van druppelsystemen kan ook optreden door groot drukverval in het leidingstelsel. Dit moet worden opgelost door een betere constructie. Een mogelijke oplossing is ook om het water van twee kanten naar de druppelleidingen te voeren.

Op den duur ontstaan er tussen de druppelaars zoute plekken (zout vaak zichtbaar aan het bodemoppervlak) omdat daar de verdamping van water overheerst. Aan het eind van een teelt zal de kasgrond veelal moeten worden doorgespoeld via beregenen om een gelijkmatig laag zoutgehalte in de kasbodem te bereiken aan het begin van de nieuwe teelt.

3.3 Toediening van bestrijdingsmiddelen met watergeefsystemen

De toediening van bestrijdingsmiddelen via de watergeefsystemen levert extra risico's op uitspoelen (Matser et al., 1996). De grootste problemen zijn de ongelijkmatige watergift en de vaak optredende 'lekkages'; bij beide komt op dezelfde plaatsen veel water en veel bestrijdingsmiddel op de kasbodem terecht.

3.4 Routes van extra bodembelasting

Ontwerp en technische staat van beregenings- en druppelsystemen bepalen of er plaatselijk extra water op de kasbodem terecht komt, bijv. door het leeglopen van de leidingen tussen de gietbeurten en door lekkages.

De afvoer van bestrijdingsmiddelen vanaf binnenzijde kasdek met condenswater heeft de aandacht gekregen (Bor et al., 1994; Van der Staay en Douwes, 1996). Indien condenswater afloopt op de kasbodem treedt plaatselijk extra belasting met water en bestrijdingsmiddel op. De hoge concentraties van bestrijdingsmiddelen in condenswater maken het noodzakelijk dat dit water wordt opgevangen in het regenwaterbassin voor hergebruik. Ook lekkende dakgoten kunnen plaatselijk voor extra aanvoer van water (evt. met bestrijdingsmiddel) zorgen.

Tenslotte vergen mogelijk ook de schoonmaak- en ontsmettingsacties in de kassen de aandacht i.v.m. de uitspoeling, zoals reeds gesignaleerd door de Werkgroep 'Emissies van bestrijdingsmiddelen in de tuinbouw' (Hoogheemraadschap van Delfland, 1988).

3.5 Waterstroming

De waterstroming in kasgronden werd bestudeerd door Hamaker en de Graaf (1978) aan de hand van metingen van de beregening, de vochtdrukken in het bodemprofiel, de grondwaterstand en de drainageafvoer. Opvallend was dat bij intensief beregenen de grondwaterstand en drainageafvoer zeer snel reageerden op de watergift. Bij minder intensief beregenen werd het water grotendeels in de bewortelingszone opgenomen en was er weinig doorstroming naar grondwater en drainagesysteem.

Meer recent werd de invloed van de verdeling van de watergift in de tijd op de stroming van het water door het bodemprofiel bestudeerd door Van Emmerik en De Veld (1996). Zij volgden de vochtdruk op verschillende dieptes in de bodem met tensiometers. Bij intensieve beregening met grote watergiften (bijv. 20 mm) werd de bovenlaag slechts gebrekkig bevochtigd. Veel water stroomde relatief snel via grotere holtes naar de diepere lagen; in de waterstandsbuizen werd een snelle stijging van de grondwaterstand gemeten. De doorstroming van het bodemprofiel verliep dus zeer ongelijkmatig. Wanneer kleinere watergiften per keer (bijv. 5 mm) meer verdeeld in de tijd werden gegeven, dan was er meer tijd voor bevochtiging van de bovenlaag. De doorstroming naar diepere lagen was dan veel minder.

Op een bedrijf met chrysantteelt op zavelgrond werd de afvoersnelheid van het drainagewater in detail gemeten door registratie van het uitpompen van de drainageput (onderbemaling). Er traden zeer scherpe pieken op in de drainageafvoer, vlak na intensieve beregening (Van Harten, 1996). Deze pieken besloegen veelal slechts een fractie van een dag. De waterstroming door de kasbodem verliep dus zeer snel. Tussen de pieken ging de afvoer door, maar op een lager niveau.

3.6 Stoftransport

Eerder onderzoek naar het transport van stoffen in kasgronden is mogelijk van belang omdat het informatie kan leveren over de wijze waarop het transport van bestrijdingsmiddelen plaatsvindt. Daarbij kan men in principe denken aan onderzoek met merkstoffen, met bromide-ion (als omzettingsproduct), met nutriënten en aan eerder onderzoek met bestrijdingsmiddelen. Daarom is gericht gezocht naar mogelijk bruikbare literatuur over het transport van stoffen in kasgronden.

Bij het recente onderzoek naar de emissie van nutriënten bij de grondteelten onder glas is gewerkt volgens de benadering van de water- en mineralenbalans (Voogt, 1997). Daarbij worden een aantal aanvoer- en afvoertermen berekend uit het product van watervolume en concentratie. Er is geen onderzoek verricht naar de processen die optreden in de kasbodem (transport, omzetting, etc.). Ook zijn de bodemchemische omstandigheden (bijv. mate van anaërobie) niet gemeten. Verklaringen van de termen van de nutriëntenbalans en van de lacunes in deze balans zijn op basis van dit onderzoek niet te geven. Het onderzoek naar de mineralenbalans levert helaas weinig informatie die bruikbaar is voor meer gedetailleerd bestrijdingsmiddelenonderzoek.

3.7 Algemene bespreking

Recent heeft onderzoek plaatsgevonden naar mogelijkheden ter verbetering van de gelijkmatigheid van de beregening in kassen (Heemskerk et al., 1997). Uitgaande van het verdelingspatroon per sproeier dient een optimaal stelsel van sproeiers te worden aangelegd, waarbij de afstand tussen de regenleidingen beperkt moet blijven voor een goede overlapping. Het gevuld blijven van de leidingen en het aanbrengen van kantsproeiers langs wanden etc. zijn essentieel. Bij regen- en druppelleidingen op of vlak boven de grond (tussen het gewas) is het moeilijk een gelijkmatige verdeling te krijgen.

Verwacht mag worden dat verlaging van de watergiften ook het risico van ongelijkmatige waterstroming en stoftransport vermindert. Adviezen voor het verminderen van de watergift bij de grondteelten in kassen zijn ontwikkeld door Van Emmerik en De Veld (1996). De hydrologische situatie kan allereerst worden gekarakteriseerd door het meten van de grondwaterstand in stijgbuizen. De vochtdrukken in het bodemprofiel kunnen worden gemeten met tensiometers. Op basis van de metingen kan de watergift beter worden afgestemd op de behoefte van het gewas. Het voor de zekerheid geven van extra water is dan niet meer nodig. Nagegaan kan worden of de grondwaterstand in de kas kan worden verhoogd (verhoging uitloop drainagesysteem), zodat er meer wateraanvoer is door capillaire opstijging naar de wortelzone. Hierdoor zou de beregening (en het risico van uitspoeling) kunnen worden verlaagd.

De intensiteit van de beregening is veelal hoog, bijv. rond 1 mm/min. Bij toenemende duur van de beregening met hoge intensiteit nemen de problemen met de plasmavorming, de ongelijkmatige waterinfiltratie en het gebrekkig bevochtigen van de toplaag toe. De gietbeurten mogen dus slechts kort duren. Dit stelt hoge eisen aan de gelijkmatigheid van de waterafgifte; aanloopverschillen zijn dan niet toelaatbaar.

Bij het optimaliseren van de watergiften vraagt ook de uitspoeling van zouten uit het bodemprofiel de aandacht. Zonder meting van de zoutconcentratie in het profiel zal men geneigd zijn om meer door te spoelen dan nodig is. Zoutconcentraties dienen daarom op relevante tijdstippen (bijv. tussen twee teelten) te worden gemeten. Gelijkmatige doorstroming van het bodemprofiel met water is ook voor de efficiënte verlaging van de zoutconcentratie belangrijk.

Bij de verdere ontwikkeling van druppelsystemen vergt het uitspoelingsrisico van bestrijdingsmiddelen de aandacht. De nogal eens grote waterbehoefte van het gewas wordt op een beperkt oppervlak aangebracht, wat veel risico geeft op doorstroming en doorspoeling. Gestreefd dient te worden naar vergroting van het aantal druppelaars in een kas en naar het verkleinen van de druppelbeurten (zo nodig met grotere frequentie).

Belangrijke aspecten bij alle systemen van wateraanvoer en -afvoer in kassen zijn de controle op de constructie, de werking en het technisch onderhoud. Lekkage van een systeem leidt tot extra water op een beperkt oppervlak, gepaard gaande met verhoogde kans op uitspoeling. Systematisch onderzoek naar het risico van alle

mogelijke waterstromen in kassen en naar de mogelijkheden tot sanering daarvan is nodig.

Er zijn duidelijke aanwijzingen dat ongelijke waterstroming en stoftransport in kasgronden kunnen optreden en dat er verschillende oorzaken zijn. Kwantitatieve informatie nodig voor de simulatie van praktijksituaties via berekeningen is echter niet beschikbaar. Berekeningen kunnen voorlopig alleen kwalitatief van aard zijn: alleen de orde van grootte van de gevolgen van ongelijkmatige waterstroming en stoftransport kan worden aangeven. Zodra de direct realiseerbare verbeteringen zijn ingevoerd is verder experimenteel en modelmatig onderzoek nodig naar de wijze waarop waterstroming en stoftransport in kasgronden plaatsvinden. Voor de beleidvoering is het ontwikkelen van een voorspellingsinstrument voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen in kassituaties zeer gewenst.

4 Simulatie van lokale uitspoeling

4.1 Inleiding

Berekeningen over de uitspoeling van de voorbeeld-bestrijdingsmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl uit kasgronden werden uitgevoerd door Van de Veen et al. (1997). Zij gingen daarbij uit van uniforme waterstroming door de kasbodem. In hun berekeningen werd geen uitspoeling van de drie bestrijdingsmiddelen gesimuleerd. Daarentegen werden de middelen wél gemeten in het drainagewater van de kassen waarin ze waren toegepast (Runia et al., 1996). Het traject van 90-percentiel-waarden van de metingen per kas was: voor diazinon 0,28 tot 0,54 µg/l, voor heptenofos 0,04 tot 0,12 µg/l en voor tolclofos-methyl 0,35 tot 2,68 µg/l.

Eén van de mogelijke oorzaken van de discrepantie tussen de berekende en gemeten uitspoeling is dat de waterstroming in de kasgronden ongelijkmatig verloopt. Bij de toediening van water kan op bepaalde plaatsen relatief veel water terechtkomen (paragraaf 3.2) en daar infiltreren. Bij hoge beregeningsintensiteiten kan het bodemoppervlak waterverzadigd raken en kan het water lokaal via plaatsen met grotere holtes door de bodem stromen (paragraaf 3.5).

Voor berekeningen betreffende de complicaties bij waterstroming en stoftransport in kasgronden zou een speciaal rekenmodel moeten worden ontwikkeld. Besloten werd om eerst oriënterende berekeningen met een bestaand model uit te voeren om de orde van grootte van het effect van de complicaties op de uitspoeling te schatten. Hoewel er duidelijke aanwijzingen zijn dat preferente waterstroming en stoftransport optreden in kasgronden, zijn er weinig concrete gegevens voor gebruik in berekeningen betreffende dit probleem (hoofdstuk 3).

In het huidige onderzoek werd de combinatie van de bestaande modellen SWAP 1993 en PESTLA gebruikt voor de vereenvoudigde simulatie van lokale waterstroming en stoftransport in kasgronden. In een reeks scenario's werd aangenomen dat de totale berekening via een steeds kleiner deel van de kasbodem werd afgevoerd naar het drainagestelsel.

4.2 Waterstroming

4.2.1 Model

De waterhuishouding van de kasgronden werd berekend met het model SWAP 1993 (Soil Water Air Plant model). Het model is ontwikkeld voor de beschrijving van de waterhuishouding van landbouwgronden begroeid met gewassen. De waterflux in de bodem wordt berekend op basis van de drukgradiënt en de hydraulische geleidbaarheid (Darcy-vergelijking). In de conserveringsvergelijking (Richard-vergelijking) is een term opgenomen voor de onttrekking van water uit de bodem door de planten-

wortels. De concepten, de basisvergelijkingen en de numerieke oplossingsmethode worden beschreven door Van Dam et al. (1996).

Het model maakt gebruik van de hydraulische karakteristieken van de bodem. Het betreft de relatie tussen de vochtdruk en de volumefractie vocht (vochtretentiefunctie) en de relatie tussen de hydraulische geleidbaarheid en de volumefractie vocht. Het model biedt de mogelijkheid om de hydraulische karakteristieken te beschrijven met analytische functies. Hysteresevervalsingen kunnen worden gesimuleerd, maar ze worden in het huidige onderzoek buiten beschouwing gelaten.

De transpiratie van water door het gewas kan in het model op verschillende wijzen worden ingevoerd, zowel via berekening uit de basale meteorologische grootheden als via een opgelegde functie van de tijd. De verdamping vanaf de bodem is afhankelijk van de vochttoestand van de toplaag en van de bedekking door het gewas. De wateronttrekking door de plantenwortels op een bepaalde diepte is afhankelijk van de verdampingsvraag, de bewortelingsdiepte en de vochttoestand van de bodem. De wateropname is optimaal in een traject rond veldcapaciteit; in kletsnatte gronden heerst anaërobie en bij het indrogen van de grond wordt de wateropname steeds lager.

De berekeningen met SWAP 1993 omvatten tevens het bovenste deel van de grondwaterzone. In principe zijn er verschillende ontwateringsniveaus, waarvan in het huidige project alleen de ontwatering via drainagebuizen werd gesimuleerd. Waterstroming van en naar een diepere watervoerende laag kan optreden afhankelijk van het drukverschil en van de stromingsweerstand in het afdekkend pakket. De grondwaterstand is variabel; deze stand wordt door het model berekend uit de aanvoer en afvoer van water.

De sterk mechanistische beschrijving van de waterhuishouding van het bodem-plant-systeem maakt het model SWAP 1993 geschikt voor scenarioberekeningen. De beschikbaarheid van relevante invoerrelaties is daarbij essentieel.

De resultaten van SWAP 1993 komen beschikbaar als ongeformatteerd bestand van gedetailleerde gegevens over de waterhuishouding van de bodem in de hele rekenperiode. Dit bestand dient als invoerbestand bij de latere berekening van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen met PESTLA.

4.2.2 Invoergegevens

Het gereedmaken van de invoerbestanden voor SWAP 1993 is beschreven in de Manual van de Work Group Swap (1994) en in de aanvullingen/wijzigingen tot januari 1996. Aangenomen werd dat de kas continu beteeld was met een gewas (bijv. jaarrondeelt van chrysanten). De potentiële evapotranspiratie kan niet worden berekend met grensvlakmeteorologische methoden omdat die zijn ontwikkeld voor vollegrondsteelten. De actuele evapotranspiratie werd daarom ingevoerd aan de hand van de meetgegevens verzameld door Van Harten (1996), als referentie evapotranspiratie in combinatie met de gewasfactor 1,0. Het verloop werd geschematiseerd tot een sinusvormig verloop, met een minimumwaarde van 1,0

mm/dag in midwinter tot een maximum van 3,0 mm/dag in midzomer. Dit patroon leidde tot een totale evapotranspiratie van 730 mm/jaar. De bodembedekking door het gewas werd gesteld op 0,83 en hieruit werd de LAI (Leaf Area Index) berekend. Dit levert de opdeling van de evapotranspiratie in de evaporatie vanaf de bodem en de transpiratie door het gewas. De opname van water uit de bodem werd beschreven volgens Feddes et al. (1978), waarbij een bewortelingsdiepte van 0,3 m werd aangenomen.

De berekening in de kas werd ingevoerd als neerslag in een gelijkmatig patroon met een sinusvormig verloop in het jaar. De minimumberekening bedroeg 2,5 mm/dag (midwinter) en de maximumberekening 4,5 mm/dag (midzomer). De totale berekening kwam daarmee op 1277 mm/jaar.

De hydraulische karakteristieken van de bodem werden beschreven met analytische functies (Wösten et al., 1994). Uitgaande van de bodem op bedrijf A (chrysantenteelt op zavel) werd gekozen voor de functies behorend bij het meest overeenkomende profiel B7 in de Staringreeks. Deze functies werden gebruikt voor het hele bodemprofiel.

De geometrie van het bodemsysteem werd eveneens ontleend aan de situatie op het bedrijf A, die werd beschreven door Van de Veen et al. (1997). De diepte van het bodemsysteem was 1,7 m en het werd opgedeeld in 20 rekencompartimenten van 0,05 m en 20 van 0,035 m. De diepte van de drainagebuizen werd ingesteld op 0,9 m en de natte perimeter van de drainsleuf op 0,14 m. De onderlinge afstand van de drainagebuizen was 3,2 m.

Aan de onderzijde van het bodemsysteem werd enige wegzijging van water naar een diepere watervoerende laag gesimuleerd. De drukhoogte in de watervoerende laag werd gesteld op -1,6 m (t.o.v. maaiveld) en de weerstand van het afdekkend pakket op 3000 d (Van de Veen et al., 1997).

Het eerste scenario bij de berekeningen betreft uniforme waterstroming door de hele kasbodem; dit geval is de vergelijkingsbasis. In scenario 2 werd aangenomen dat het beregende water door de helft van de kasbodem stroomde. De infiltratiesnelheid en de stroomsnelheid werden daar verdubbeld. Dit bodemgedeelte wordt aangeduid met 'mobiel domein'. De rest van de bodem was niet betrokken bij de verticale waterstroming; dit gedeelte wordt aangeduid met 'stagnant domein'.

Aangenomen werd dat in scenario 2 de transpiratie door het gewas in de hele kas gelijk was aan die bij uniforme waterstroming (scenario 1). In de berekening werd dit water geheel uit het mobiele domein onttrokken, dus met dubbele snelheid. Het idee daarbij is dat het water in horizontale richting uit het mobiele domein in het stagnante domein kan stromen, waar het wordt opgenomen door de aldaar aanwezige plantenwortels. Indien de omstandigheden in het stagnante domein ongunstig zijn (bijv. anaërobie, zoutaccumulatie, wortelaantasting) dan kan extra water door de wortels in het mobiele domein worden onttrokken. De verdamping vanaf de bodem in de kas werd eveneens gelijk gehouden door aan te nemen dat in scenario 2 de helft van het betreffende water eerst horizontaal in de stagnante fase werd gezogen en

daarna verdampte. Verdubbeling van zowel de infiltratiesnelheid als de wateronttrekking in het mobiel domein, leidt tot verdubbeling van het beregeningsoverschot ter plaatse tot 1095 mm/jaar.

Door de indeling van de bodem in een mobiel en een stagnant domein zou de berekende wegzijging naar de watervoerende laag een onderschatting geven. Aangenomen werd dat het optreden van lokale waterstroming geen invloed had op de totale wegzijging uit de kas. De waterstroom door de onderzijde van het bodemsysteem zoals berekend voor de hele kasbodem in het uniforme geval werd daarom opgelegd als randvoorwaarde aan de onderzijde van het mobiele domein van de kasbodem.

In scenario 3 besloeg de fractie mobiel domein 1/4 deel van de kasbodem. Al het beregeningswater infiltreerde in deze fractie en het water voor transpiratie en verdamping werd uit dit domein onttrokken. In scenario 4 was het mobiele domein 1/6 deel van de kasbodem. De redeneringen waren analoog aan die bij scenario 2 met een mobiel domein van de helft van de kasbodem.

4.3 Transport van bestrijdingsmiddel

4.3.1 Model

Het transport van bestrijdingsmiddel in de bodem werd berekend met het model PESTLA (PESTicide Leaching and Accumulation). De nieuw-ontwikkelde versie 3.1 is begin 1997 gereed gekomen. Dit model gebruikt de gegevens over de aanvoer en afvoer van water, over de waterstroming in het bodemprofiel en over de wateropname door de plantenwortels die werden berekend door SWAP 1993.

De adsorptie van bestrijdingsmiddelen aan de grond wordt beschreven met de Freundlich-adsorptievergelijking. De adsorptie is evenredig met het organischestofgehalte in de betreffende bodemlaag (neemt veelal af met de diepte). Het transport van bestrijdingsmiddel in de bodem wordt beschreven met de convectie-dispersie-vergelijking. De dispersiecoëfficiënt is evenredig met de stroomsnelheid van het water. Tevens wordt rekening gehouden met de diffusie, zowel in de waterfase als in de gasfase.

De omzetting van het bestrijdingsmiddel in de bodem wordt beschreven met de eerste-orde-snelheidsvergelijking. Ingevoerd wordt de snelheidscoëfficiënt onder referentie-omstandigheden (20 °C; vochtig; bewerkte toplaag). Het model berekent hieruit de snelheidscoëfficiënt bij de heersende temperatuur en vochttoestand, en op de betreffende diepte in het bodemprofiel.

Het bestrijdingsmiddel wordt opgenomen door de plantenwortels met de transpiratiestroom, via een passief proces. De selectiviteit bij de opname wordt afhankelijk gesteld van de polariteit van het middel, zoals beschreven door Briggs et al. (1982).

De vergelijkingen gebruikt in het model en de numerieke oplossing worden beschreven door Boesten en Van der Linden (1991). De uitbreiding van het model met de afvoer van

bestrijdingsmiddel via het drainagestelsel werd behandeld door Kroes (1995) en Van de Veen et al. (1997).

4.3.2 Invoergegevens

Diazinon

De belasting van de bodem met diazinon werd gesteld op 50% van de dosering van 0,83 kg/ha. Deze belasting is deels afkomstig van directe depositie bij de toepassing (Van Harten, 1995) en deels van afspoeling vanaf het gewas bij de beregning (Matser et al., 1996). Metingen geven aan dat de afname van diazinon aan het bodemoppervlak in kassen, tengevolge van vervluchtiging en fotochemische omzetting, gering is (Matser et al., 1996). Op tijdstip nul werd de bodembelasting met diazinon toegekend aan het bodemoppervlak.

Voor de dampdruk van diazinon worden waarden opgegeven van omstreeks 10 mPa (20 °C); het middel is weinig tot matig vluchtig. De oplosbaarheid van diazinon in water bedraagt 60 mg/dm³ (20 °C); het middel is matig oplosbaar.

De adsorptie van diazinon aan gronden is sterk gecorreleerd met het organischestofgehalte. Op basis van adsorptiemetingen voor een reeks gronden werd een gemiddelde adsorptiecoëfficiënt op basis van organische stof, K_{om} , voor diazinon berekend van 293 dm³/kg (Van Harten, 1995). De gemeten Freundlich-exponent N voor diazinon bedraagt gemiddeld 1,0. De adsorptiecoëfficiënt K_d in de bodemlagen was evenredig met het organischestofgehalte (om): $K_d = om \cdot K_{om}$. Op basis van de grondanalyses voor bedrijf A werden de volgende organischestofgehalten ingevoerd: 0,027 kg/kg (0 tot 0,25 m), 0,019 kg/kg (0,25 tot 0,50 m), 0,003 kg/kg (0,50 tot 0,75 m) en 0 kg/kg (0,75 m en dieper).

De omzetting van diazinon wordt beschreven met de eerste-orde-snelheidsvergelijking op basis van de concentratie in het bodemsysteem. De tijd voor 50% omzetting (DT50) van diazinon in zavelgrond bij 20 °C bedroeg 38 dagen (Matser et al., 1996); deze waarde werd als halfwaardetijd ingevoerd in de berekeningen. De invloed van de bodemtemperatuur op de omzetting werd beschreven met de factor $f_T = \exp[0,08 (T - T_{ref})]$, voorgesteld door Boesten (1986). De bodemtemperatuur in de toplaag was gemiddeld 19 °C. Er was een sinusvormig verloop van 16,5 °C in midwinter tot 21,5 °C in midzomer. De invloed van het vochtgehalte op de omzettingssnelheid van diazinon in de bodem werd beschreven met de factor $f_\theta = \min[1, (\theta/\theta_{ref})^{0,7}]$, zoals voorgesteld door Boesten (1986). De factor f_z voor de invloed van de diepte in de bodem op de omzettingssnelheid nam lineair af van 1,0 in de 0,25 m toplaag tot 0,25 in de laag dieper dan 0,75 m. Deze relatie wijkt af van die gebruikt door Van de Veen et al. (1997) omdat op basis van de gegevens in paragraaf 2.3 duidelijke omzetting (o.a. hydrolyse) van diazinon in de diepere lagen wordt verwacht.

De coëfficiënten voor de diffusie van diazinon in water en in lucht werden berekend op basis van de moleculaire eigenschappen (Van Harten, 1995). Voor de diffusie in water bedroeg de coëfficiënt 3,80·10⁻⁵ m²/d. De coëfficiënt voor de diffusie in lucht bedroeg 0,415 m²/d. Voor de beschrijving van de convectieve dispersie werd een dispersielengte van 0,05 m gekozen.

Diazinon werd opgenomen door de plantenwortels via de opname van water (passief proces). De opnamesnelheid is evenredig met de concentratie in de waterfase. Op basis van de studie van Briggs et al. (1982) werd, uitgaande van de octanol/water-verdeling $K_{ow} = 1400$, de transpiratiestroomconcentratiefactor (TSCF) voor diazinon geschat op 0,37.

De bulkdichtheid van de bodem werd gesteld op $1,25 \text{ kg/dm}^3$ (toplaag van 0,25 m) en $1,40 \text{ kg/dm}^3$ (lagen daaronder). Er werd geen rekening gehouden met grondbewerking. De berekeningen werden uitgevoerd voor een periode van 1,75 jaar.

Heptenofos

De dosering van heptenofos werd gesteld op 0,5 kg/ha en hiervan kwam de helft op de bodem terecht (depositie, afspoeling). Op basis van literatuurgegevens (Matser et al., 1996) werd voor de dampdruk ingevoerd 100 mPa en voor de oplosbaarheid in water 2500 mg/dm^3 , beide bij 20°C . De adsorptie van heptenofos aan de zavelgrond van bedrijf A werd gemeten; hieruit werd een adsorptiecoëfficiënt K_{om} afgeleid van $71,8 \text{ dm}^3/\text{kg}$ (Matser et al., 1996). De diffusiecoëfficiënten van heptenofos werden door Van Harten (1995) berekend op $1,17 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$ (in water) en $0,489 \text{ m}^2/\text{d}$ (in lucht). De halfwaardetijd van de omzetting in de bovenlaag werd gesteld op 1,0 dag, wat de kortste halfwaardetijd is die door de PESTLA-schil wordt geaccepteerd. Deze waarde ligt in tussen de gemeten DT50-waarden voor zavelgrond (0,5 d) en kleigrond (2,1 d) uit kassen (Matser et al., 1996). De relaties voor het verloop van adsorptie en omzettingssnelheid met de diepte in de bodem waren dezelfde als die bij diazinon. De transpiratiestroomconcentratiefactor voor de opname van heptenofos door de plantenwortels werd geschat op 0,72 (Van Harten, 1995). Gezien de korte halfwaardetijd van heptenofos konden de berekeningen worden beperkt tot het toedieningsjaar.

Tolclofos-methyl

Tolclofos-methyl wordt veelal toegepast via de regenleiding, voor topplaagbehandeling van de bodem. Daarbij wordt aanzienlijk meer water gebruikt dan bij gewasbespuitingen. Aangenomen werd dat vrijwel de gehele dosering op de bodem terechtkwam, zodat de bodembelasting 15 kg/ha was. De dampdruk werd gesteld op 57 mPa en de oplosbaarheid in water op $0,7 \text{ mg/dm}^3$, beide bij 20°C (Matser et al., 1996). De adsorptie van tolclofos-methyl werd gemeten in aanwezigheid van de formulering, waardoor deze waarschijnlijk werd onderschat (Matser et al., 1996). Op basis van de octanol/water-verdeling K_{ow} wordt een aanzienlijk sterkere adsorptie geschat. Uit kolomproeven werd een $K_{om} = 1560 \text{ dm}^3/\text{kg}$ afgeleid (Visser en Linders, 1992); deze waarde werd ingevoerd in de berekeningen. De Freundlich-exponent werd op 1,0 gesteld. Voor de diffusiecoëfficiënten (bij 20°C) werden ingevoerd: $1,0 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$ (in water) en $0,442 \text{ m}^2/\text{d}$ (in lucht). De halfwaardetijd bij de omzetting in de bodem (20°C) werd gesteld op 142 dagen, naar aanleiding van de DT50-waarde gemeten door Matser et al. (1996) voor de zavelgrond uit de kas van bedrijf A. De factoren voor de relaties tussen de adsorptie en de omzettingssnelheid enerzijds en de diepte in de bodem anderzijds waren dezelfde als die bij diazinon. De transpiratiestroomconcentratiefactor werd gesteld op 0,05 (Van Harten, 1995). Gezien de trage omzetting en de sterke adsorptie van tolclofos-methyl werd een rekenperiode van 5 jaar genomen.

Gebruikersschil

Bij het uitvoeren van de berekeningen werd gebruik gemaakt van een door R. Lokers nieuw-ontwikkelde gebruikersvriendelijke softwareschil rond PESTLA, in de testfase. Via een menu worden de ASCII invoerbestanden gegenereerd voor PESTLA en wordt het SWAP 1993 uitvoerbestand met de hydrologische gegevens ingelezen. Alle door de schil gegenereerde invoerbestanden werden gecontroleerd. Na het uitvoeren van de berekeningen konden de uitvoerbestanden via de schil worden gekoppeld met het grafisch softwarepakket XY (Van Heerden en Tiktak, 1996). Daarmee konden o.a. de berekende concentraties van het bestrijdingsmiddel in het drainagewater worden uitgezet tegen de tijd.

4.4 Overzicht van de berekeningen

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de uitgevoerde berekeningen. De invloed van het invoeren van een gelijkmatige dagelijkse berekening werd gecheckt. In een alternatieve run voor diazinon in combinatie met 1/4 mobiel domein werd aangenomen dat de berekening per periode van 3 dagen geheel op de middelste dag werd gegeven. De aanname dat de omzettingssnelheid in de diepste laag 0,25 maal die in de toplaag bedraagt is onzeker, met name voor een middel als tolclofos-methyl (paragraaf 2.5). Daarom werden voor dit middel (in combinatie met 1/4 mobiel domein) ook reducties in de omzettingssnelheid tot resp. 0,10 en 0,50 maal die in de toplaag ingevoerd.

Tabel 1 Overzicht van de simulaties van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen bij een kasteelt op zavelgrond. Mobiel domein in fractie van het bodemsysteem. Reductie van de omzettingssnelheid in de diepste laag t.o.v. die in de bewerkte toplaag

Berekening	Mobiel domein	Reductie omzettingssnelheid	Bestrijdingsmiddel		
			diazinon	heptenofos	tolclofos-methyl
Dagelijks	uniform	0,25	*		*
	1/2	0,25	*		*
	1/4	0,25	*		*
	1/6	0,25	*	* ^a	*
1 op 3 dagen	1/4	0,25	*		
Dagelijks	1/4	0,10			*
	1/4	0,50			*

a = halfwaardetijd van resp. 1,0 en 2,5 dag

4.5 Resultaten

4.5.1 Waterhuishouding

De totale berekening ingevoerd in de berekeningen voor diazinon in de periode van dag 94 in 1994 tot eind 1995 was 2286 mm (1277 mm/jaar). De evapotranspiratie in die periode bestond uit 1187 mm transpiratie door het gewas (651 mm/jaar) en 144 mm evaporatie vanaf de bodem (79 mm/jaar). De drainageafvoer berekend bij uniforme waterstroming was 803 mm (459 mm/jaar). De wegzijging door de

onderzijde van het bodemsysteem naar de watervoerende laag werd berekend op 155 mm (89 mm/jaar).

Bij verkleining van het mobiele domein tot 1/2 en 1/4 van de kasbodem trad geen verandering op in de berekende waterbalans (transpiratie, verdamping, drainageafvoer, wegzijging). Bij het kleinste mobiele domein (1/6) verminderde de transpiratie door het gewas omdat de bodem te nat werd (paragraaf 4.2.1). De verdamping vanaf de bodem en de wegzijging naar de watervoerende laag werden niet beïnvloed. De vermindering in transpiratie door het gewas bij het kleinste mobiele domein (1/6) werd extra afgevoerd via drainage.

4.5.2 Diazinon

Bij de aanname van uniforme waterstroming door de bodem bleven de berekende concentraties van diazinon in het drainagewater extreem laag. Dit komt overeen met het resultaat van de berekeningen voor diazinon bij uniforme waterstroming, uitgevoerd door Van de Veen et al. (1997). Bij de aanname dat het mobiele domein de helft van het bodemsysteem inneemt, werd eveneens een zeer lage uitspoeling berekend. De berekende maximumconcentratie van omstreeks $0,001 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ in het drainagewater werd bereikt op 470 dagen na de toepassing.

Bij het verder verkleinen van het mobiele domein tot 1/4 van het bodemsysteem neemt de berekende concentratie van diazinon in het drainagewater duidelijk toe (figuur 1). De maximale uitspoelconcentratie is nu $0,033 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ en deze wordt bereikt op 340 dagen na de toepassing. De cumulatief uitgespoelde hoeveelheid diazinon werd berekend op 0,1% van de dosering.

De aanname van verticale waterstroming door een klein mobiel domein van 1/6 van het bodemsysteem leidt tot een verdere sterke stijging van de berekende uitspoelconcentraties (figuur 1). De berekende maximumconcentratie is nu $0,55 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ en deze wordt al bereikt op 150 dagen na de toepassing. De berekende totale uitspoeling van diazinon bedraagt nu 2,4% van de dosering.

De sterke stijging van de uitspoelconcentratie bij lokale waterstroming is des te opvallender omdat slechts het deel van de depositie op het mobiele domein van de bodem meedoet aan de uitspoeling. Het middel dat terechtkomt op het oppervlak van het stagnante domein valt buiten de stroombaan en wordt in de toplaag van de bodem omgezet.

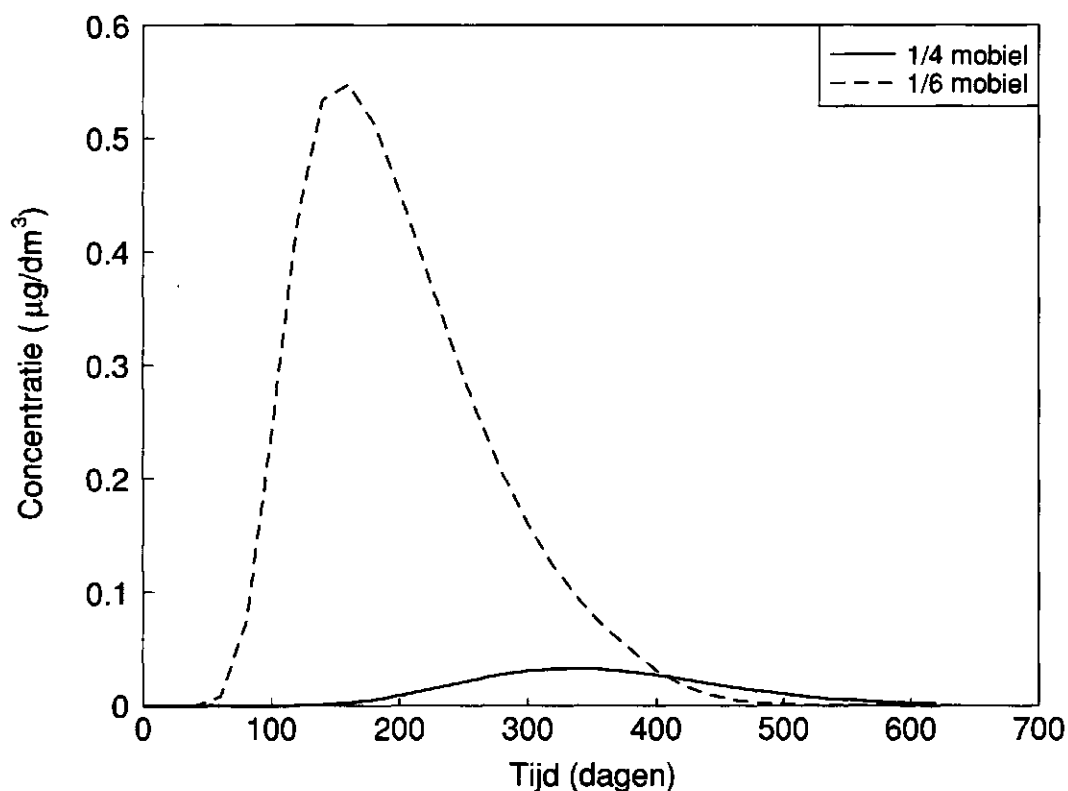


Fig. 1 Concentraties van diazinon in het drainagewater berekend voor fracties mobiel domein van 1/4 en 1/6 van de kasbodem

In de simulaties werd verreweg het grootste deel van de bodembelasting aan diazinon in de bodem omgezet. De vervluchtiging en de opname door het gewas waren slechts kleine termen in de materiaalbalans.

Bij de huidige berekeningen is aangenomen dat de adsorptieisotherm lineair is en dat de omzettingsskinetiek van de eerste orde is. Daardoor is de berekende uitspoeling evenredig met de fractie van de bodemdepositie die in het mobiele domein van de bodem terechtkomt. Komt bijv. de helft van de bodemdepositie terecht in een mobiel domein van 1/4 van het bodemsysteem (in plaats van 1/4 van de depositie) dan wordt de berekende uitspoeling tweemaal zo groot.

4.5.3 Heptenofos

De berekende concentratie van heptenofos die uitspoelt via het drainagewater is uiterst laag. Zelfs bij een mobiel domein van slechts 1/6 van het bodemsysteem was de maximale concentratie veel lager dan het analyseniveau. Dit is het gevolg van de zeer snelle omzetting van heptenofos in de bodem (halfwaardetijd = 1 dag). Het minuscule piekje verscheen op ongeveer 1 maand na de toediening. Bij invoering van de langste gemeten halfwaardetijd van 2,1 dag (in kleigrond van een kas) was de berekende uitspoelconcentratie nog steeds veel lager dan het analyseniveau.

4.5.4 Tolclofos-methyl

De uitspoeling van tolclofos-methyl via het drainagesysteem, berekend voor uniforme waterstroming door de bodem, was nihil. Dit resultaat komt overeen met dat in de berekeningen door Van de Veen et al. (1997), eveneens voor uniforme waterstroming. Bij de aanname dat het mobiele domein de helft van de kasbodem inneemt bleef de uitspoelconcentratie beneden $0,003 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

De resultaten van de berekening voor tolclofos-methyl bij een mobiel domein van $1/4$ van de kasbodem zijn gegeven in figuur 2. Pas na ongeveer 600 dagen begint de uitspoeling duidelijk op gang te komen. De maximumconcentratie van ruim $0,10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ werd bereikt op 1240 dagen na de toediening. De totale hoeveelheid tolclofos-methyl die uitspoelde volgens de berekening komt overeen met $0,004 \text{ kg}/\text{ha}$; dit is $0,03\%$ van de ingevoerde bodembelasting van $15 \text{ kg}/\text{ha}$.

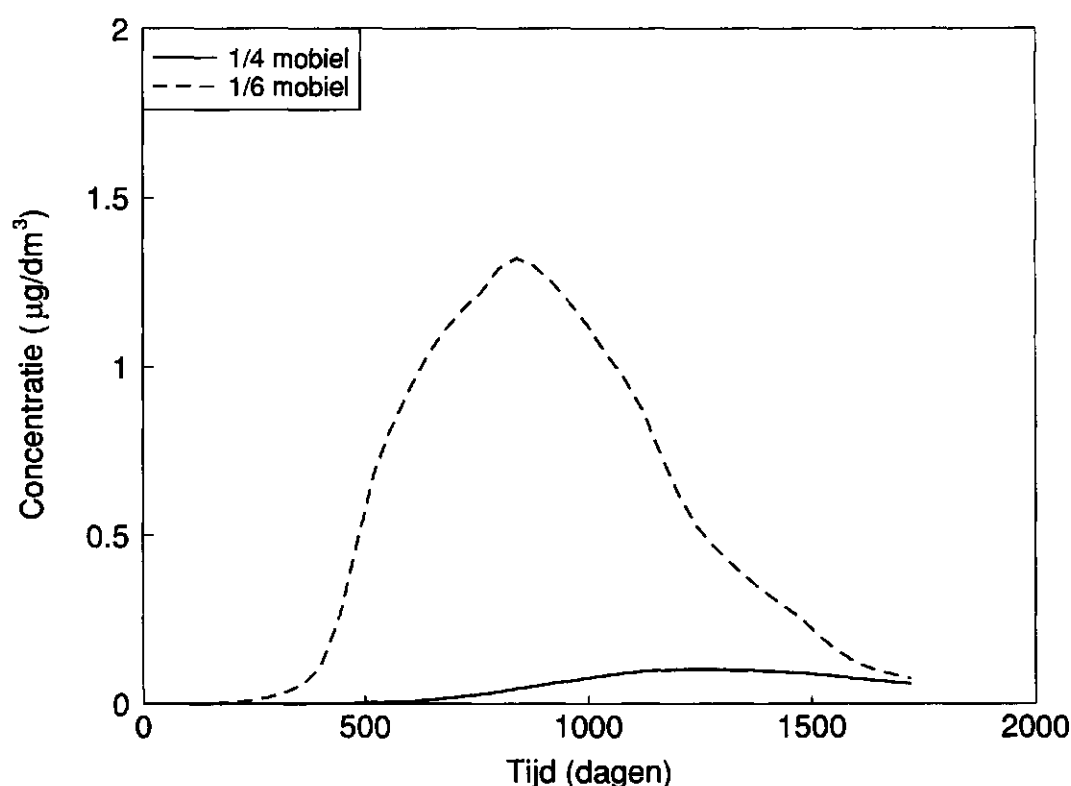


Fig. 2 Concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater berekend voor fracties mobiel domein van $1/4$ en $1/6$ van de kasbodem

De resultaten van de berekening voor tolclofos-methyl bij een mobiel domein van $1/6$ van de kasbodem zijn eveneens gegeven in figuur 2. De uitspoeling begint nu na ongeveer 250 dagen op gang te komen. De berekende maximumconcentratie van $1,32 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ in het drainagewater wordt nu bereikt op 840 dagen na de toepassing. De periodes waarin wateroverlast optrad in de berekeningen (bij hoge berekening in de zomer) zijn herkenbaar aan de relatief steile gedeeltes in de uitspoelcurve. De

totaal berekende uitspoeling van tolclofos-methyl bedroeg 0,106 kg/ha; dit is 0,71% van de ingevoerde bodembelasting van 15 kg/ha.

4.5.5 Gevoeligheidsanalyses

In een deel van de praktijksituaties wordt om de paar dagen berekend, in plaats van elke dag zoals aangenomen in de voorgaande berekeningen. De invloed van zo'n wisselend beregeningspatroon op de berekende uitspoeling werd nagegaan. Het betreft het geval diazinon in de zavelgrond, met een fractie 1/4 mobiel domein. De berekening in elke 3-daagse periode werd nu steeds op de middelste dag toegevoerd. De dagen met driemaal de standaardberekening werden nu dus afgewisseld met 2 dagen zonder berekening.

In de waterbalans berekend voor de wisselende berekening is de term voor transpiratie door het gewas 529 mm/jaar, tegen 651 mm/jaar in het standaardgeval. Dit geeft aan dat de bodem periodiek erg nat werd, zodat de wateropname door het gewas werd geremd (o.a. door anaërobie). De afvoer van drainagewater steeg daardoor van 459 mm/jaar (standaard) naar 584 mm/jaar. De andere termen van de waterbalans bleven gelijk.

In de eerste zomerperiode vertoonde de berekende concentratie van diazinon in drainagewater sterke fluctuaties. De hoogste concentraties verschenen op de dagen met (hoge) berekening; in de daaropvolgende 2 dagen (geen berekening) nam de concentratie steeds sterk af. De maximale concentraties lagen rond $0,1 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, terwijl de minimale concentraties enkele ordes van grootte lager waren. In de winterperiode (met lagere berekening) namen de fluctuaties in de uitspoelconcentratie sterk af, maar enige fluctuatie bleef aanwezig. Op 285 dagen na de toediening van diazinon werd een maximumconcentratie bereikt van ruim $0,06 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. De totaal berekende uitspoeling van diazinon was 0,24% van de dosering; dit is duidelijk hoger dan in de standaardberekening (0,1% van de dosering).

De sterk fluctuerende concentratie van diazinon in drainagewater berekend voor de eerste zomerperiode hangt vermoedelijk samen met het sterk stijgen van de grondwaterstand op de dagen van de (hoge) berekening. Als het grondwater stijgt tot in de top laag met de hoge bestrijdingsmiddelconcentraties dan berekent het model drainageafvoer uit de top laag. Dit is een extreme situatie die door PESTLA nog niet goed wordt gesimuleerd. Het probleem werd eerder gesignaleerd door Groenendijk et al. (1997) voor het model TRANSOL, met eenzelfde type beschrijving van de drainageafvoer. Voor de situaties met sterk stijgende grondwaterstand dient nog modelaanpassing plaats te vinden.

Voor een middel als tolclofos-methyl is het verloop van de omzettingssnelheid met de diepte in het bodemprofiel zeer onzeker. In verband hiermee werd de gevoeligheid van de uitspoeling voor dit verloop berekend. Het referentiegeval is tolclofos-methyl in de kasbodem met 1/4 mobiel domein en een snelheidscoëfficiënt voor de omzetting in de lagen 2, 3 en 4 van resp. 0,82, 0,44 en 0,25 maal die in de top laag (lineaire afname met de diepte). In de eerste extra run werd de snelheidscoëfficiënt in de drie

lagen onder de toplaag ingesteld op resp 0,78, 0,33 en 0,10 maal die in de toplaag. In de tweede extra run was dit resp. 0,88, 0,63 en 0,50 maal.

De resultaten van de drie berekeningen zijn weergegeven in figuur 3. De uitspoeling neemt duidelijk toe naarmate de omzetting in de diepere lagen sterker afneemt. Het maximum in de uitspoelconcentratie verschijnt later bij tragere omzetting. De verschillen werden beperkt door de vrij ondiepe grondwaterstand in de kasbodem, waardoor relatief ondiepe afvoer naar het drainagestelsel werd berekend. Bij langduriger transport door de diepere lagen, bijv. naar het wat diepere grondwater, kunnen grotere verschillen in de uitspoelconcentratie worden verwacht.

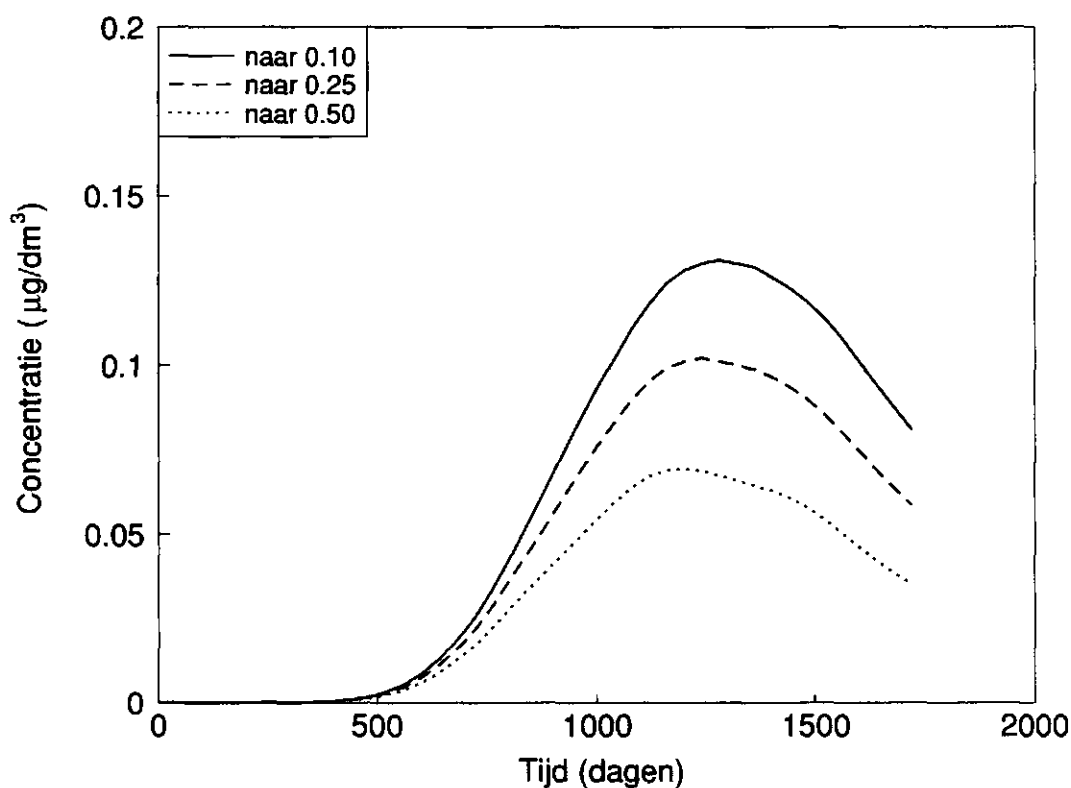


Fig. 3 Uitspoeling van tolclofos-methyl met het drainagewater, berekend voor drie relaties van de omzettingssnelheid met de diepte in de bodem, bij 1/4 mobiel domein. Omzettingssnelheid in de diepste laag resp. 0,10, 0,25 en 0,50 maal die in de toplaag

4.6 Algemene bespreking

Het onderzoek naar het effect van lokale waterstroming in kasgronden op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen werd uitgevoerd met een bestaand model voor buitenteelten. De complicaties in waterstroming en stoftransport moesten daardoor sterk worden geschematiseerd. Verder ontbreken kwantitatieve invoergegevens over de complicaties in de kasgronden (hoofdstuk 3). Zulke berekeningen geven alleen een indruk van de orde van grootte van het effect van complicerende factoren op de uitspoeling. Verklaring of voorspelling van het niveau van uitspoelen van bepaalde middelen is nog niet mogelijk.

Lokale waterstroming in kasgronden vergroot het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen via het drainagewater in hoge mate. Middelen die bij uniforme waterstroming niet uitspoelen kunnen bij lokale (preferente) waterstroming wel meetbare uitspoeling vertonen.

Het risico van uitspoelen wordt nog vergroot als een relatief groot deel van de dosering van het bestrijdingsmiddel in het mobiele domein van de bodem terecht komt. Het water dat afstroomt van het gewas naar het mobiele domein kan relatief veel middel bevatten door afspoeling. Bij intensieve beregening kan het water over enige afstand afstromen over het bodemoppervlak en daarbij het gedeponeerde bestrijdingsmiddel meevoeren naar de plaatsen waar infiltratie optreedt. De meest extreme situatie doet zich voor bij de toediening van bestrijdingsmiddel via de regenleiding of het druppelsysteem: vrijwel de hele dosering komt dan terecht in het mobiele domein.

Door de snelle omzetting van heptenofos in de bodem wordt voor dat middel geen duidelijke uitspoeling berekend, zelfs niet bij het kleinste mobiele domein van 1/6 van de kasbodem. Dit duidt erop dat er één of meer andere (snellere) routes van verontreiniging van het drainagewater zijn.

De uitspoeling van middelen met een flinke adsorptie vond volgens de berekeningen veelal plaats op ruime tijd (honderden dagen) na de toepassing. Een tendens in de metingen van Runia et al. (1996) was dat de hoogste concentraties werden gemeten in de toepassingsperiode. Ook dit is een aanwijzing dat één of meer andere (snellere) routes een bijdrage leverden aan de concentraties gemeten in het drainagewater.

Voor de berekening van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden is het van groot belang om de omzettingssnelheid in de gronden te meten. Deze snelheid wijkt nogal eens af van de (deels beperkte) gegevens in dossiers en literatuur (Matser et al., 1996). Bij berekeningen met PESTLA (Boesten en Van der Linden, 1991) bleek dat de omzettingssnelheid grote invloed heeft op de concentratie die uitspoelt naar het bovenste grondwater. Voor het verloop van de omzettingssnelheid met de diepte in (relatief natte) kasbodems is niets bekend. Deze relatie heeft meer invloed naarmate de transporttijd van het bestrijdingsmiddel in de diepere lagen langer is.

Om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden kwantitatief te kunnen verklaren en om deze te kunnen voorspellen dient eerst modelontwikkeling, in combinatie met experimentele toetsing, plaats te vinden. Voor het toetsen en verbeteren van een model is het essentieel dat de concentratiepatronen in de kasbodem op verschillende tijdstippen na de toepassing worden gemeten. Het gebruik van een inerte tracer is nodig om de waterstroming in de kasbodem te karakteriseren.

5 Bijdrage van inzijging van oppervlaktewater

5.1 Inleiding

In een aantal glastuinbouwgebieden in West-Nederland is het peil in de waterlopen relatief hoog, met name in de polders. In de kasgronden wordt een ontwateringsdiepte aangehouden van omstreeks 0,8 m, met behulp van intensieve buizendrainage. Het drainagewater wordt dan opgevangen in een put die regelmatig wordt geleegd met elektrische pomp plus vlotterschakelaar. Omdat het ontwateringsniveau in de kas lager is dan het slootpeil treedt er inzijging van oppervlaktewater in de kasgrond op. Verwacht mag worden dat dit water vooral wordt afgevoerd door de drainagebuizen die het dichtst bij de betreffende waterloop liggen.

De hoeveelheid water die inzijgt in een kasondergrond wordt veelal geschat via het opstellen van de waterbalans voor de kas. Het drainagesysteem blijkt dan meer water af te voeren dan volgt uit het berekeningsoverschot (berekening minus evapotranspiratie), vermeerderd met eventuele kwel uit de diepere ondergrond. In drie kassen beschreven door Matser et al. (1996) kwam de inzijging overeen met 224 tot 415 mm waterlaag per jaar. Ook Voogt (1997) geeft een overzicht van de inzijging van oppervlaktewater bij een reeks glastuinbouwbedrijven. De gemiddelde jaarlijkse inzijging bedroeg 467 mm waterlaag, waarbij de inzijging varieerde van 128 tot 1370 mm. Deze getallen maken duidelijk dat het om een omvangrijk verschijnsel kan gaan.

In de waterlopen die langs de kassen lopen komen residuen van bestrijdingsmiddelen voor. Metingen in de nabijheid van kassen werden o.a. gerapporteerd door Runia et al. (1996). Trajecten van 90-percentiel-waarden per concentratiereeks van enkele bestrijdingsmiddelen in waterlopen zijn: 0,05 tot 2,05 µg/l voor diazinon, <0,01 tot 0,10 µg/l voor heptenofos en 0,03 tot 17,4 µg/l voor tolclofos-methyl.

De vraag is actueel of de residuen van bestrijdingsmiddelen die worden meegevoerd vanuit de waterlopen in de kasondergrond een aanzienlijke bijdrage kunnen leveren aan de concentratie in het drainagewater. Dit zou mede kunnen verklaren waarom de concentraties gemeten in het drainagewater hoger zijn dan die berekend voor gelijkmatige uitspoeling uit de kasgrond. Ook zou zo'n inzijging kunnen verklaren waarom in het drainagewater middelen werden gemeten die in het meetjaar (en mogelijk enige tijd daarvoor) niet in de betreffende kas zijn toegepast (Runia et al., 1996).

Metingen betreffende de inzijging van bestrijdingsmiddelen vanuit waterlopen in kasondergronden ontbreken geheel. In dit hoofdstuk worden enkele berekeningen uitgevoerd voor een geschematiseerde kassituatie, waarbij de aannames zo goed mogelijk zijn onderbouwd. Ze dienen een indruk te geven van de orde van grootte van de concentraties die vanuit de waterlopen het drainagesysteem kunnen bereiken.

5.2 Systeembeschrijving

Stel er is een kas met een oppervlakte van $100 \times 100 \text{ m}^2$, die aan één zijde wordt begrensd door een waterloop van waaruit inzijging in de kasondergrond plaatsvindt. Stel dat de inzijging 470 mm waterlaag per jaar bedraagt en dat deze stroming stationair verloopt. De betreffende kasgronden zijn intensief gedraineerd; de afstand tussen de drainagebuizen bedraagt veelal slechts enkele meters. Stel dat het inzijgende water wordt opgevangen in de buitenste drainagereeks, die op een afstand van 5 m vanaf de slootwand met inzijging ligt. Stel dat het water inzijgt via een stroombaan van 1 m dikte; dit lijkt representatief voor een situatie met een niet te diepe sloot en met weerstandbiedende lagen op wat grotere diepte. Het aangenomen waterdebiet van $4700 \text{ m}^3/\text{jaar}$ stroomt dan door een dwarsdoorsnede van 100 m^2 . De waterflux van de inzijging is dan $0,129 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \text{ dag})$. Stel de bulkdichtheid van de grond in de stroombaan is $1,40 \text{ kg/dm}^3$, de fractie waterge vulde poriën is 0,45 en het organischestofgehalte is $0,005 \text{ kg/kg}$ (0,5%).

5.3 Resultaten

Diazinon

De berekening van de inzijging wordt eerst uitgevoerd door diazinon. De coëfficiënt voor de adsorptie aan organische stof wordt gesteld op $293 \text{ dm}^3/\text{kg}$ (Matser et al., 1996). De capaciteitsfactor van diazinon in de kasondergrond bedraagt dan $0,45 + 1,40 \times 0,005 \times 293 = 2,50 \text{ dm}^3/\text{dm}^3$. De gemiddelde transportsnelheid van diazinon in de stroombaan is dan $0,129/2,50 = 0,052 \text{ m/dag}$. De afstand van 5 m van slootwand naar drainagebuis wordt door diazinon afgelegd in gemiddeld 97 dagen.

Voor de berekening van de omzettingssnelheid van diazinon in de stroombaan worden de gegevens in paragraaf 4.3.2 gebruikt, waarbij de temperatuur op 10°C wordt gesteld. Dit levert een halfwaardetijd van 338 dagen. In de transporttijd van 97 dagen neemt de concentratie van diazinon dan af tot 0,82 maal de concentratie die inzijgt vanuit de waterloop.

Het drainagewater van een kas is deels afkomstig van het beregeningsoverschot in de kas en deels van de inzijging. Stel dat het beregeningsoverschot 500 mm waterlaag bedraagt en dat daarin geen diazinon-residu voorkomt. De concentratie van diazinon berekend voor het totale volume drainagewater van de kas bedraagt dan 0,40 maal de concentratie die inzijgt aan de slootwand.

Heptenofos

De berekening wordt nu uitgevoerd voor heptenofos, in dezelfde kassituatie als bij diazinon. De coëfficiënt voor de adsorptie van heptenofos aan de organische stof bedraagt $71,8 \text{ dm}^3/\text{kg}$ (Matser et al., 1996). Bij een fractie organische stof in de stroombaan van $0,005 \text{ kg/kg}$ bedraagt de capaciteitsfactor van heptenofos $0,95 \text{ dm}^3/\text{dm}^3$. De gemiddelde transportsnelheid van heptenofos in de stroombaan is dan $0,14 \text{ m/dag}$. De afstand van 5 m vanaf slootwand naar drainagebuis wordt afgelegd in 37 dagen.

Vertaling van de halfwaardetijd van 1,0 dag in de toplaag (20 °C), met de factoren in paragraaf 4.3.2, naar de stroombaan levert een halfwaardetijd van 8,9 dag. De concentratie die de drainagebuis bereikt is dan 0,06 maal de inzijgende concentratie. Indien het beregeningsoverschot van 500 mm in de kas geen heptenofos bevat dan wordt een concentratie van 0,03 maal de inzijgende concentratie berekend voor het totale drainagewater in de kas.

Tolclofos-methyl

Tenslotte wordt de berekening over de afname in de stroombaan bij inzijging uitgevoerd voor tolclofos-methyl. De coëfficiënt voor de adsorptie aan de organische stof van 1560 dm³/kg levert een capaciteitsfactor voor tolclofos-methyl van 11,4 dm³/dm³. De gemiddelde transportsnelheid van dit middel in de stroombaan wordt dan 0,0114 m/dag. De afstand van 5 m tussen slootwand en drainagebuis wordt overbrugd in 441 dagen.

De omzetting van tolclofos-methyl in de stroombaan verloopt met een berekende halfwaardetijd van 1260 dagen (3,5 jaar). Hierbij is rekening gehouden met de invloed van de diepte in de bodem en de temperatuur zoals beschreven in paragraaf 4.3.2. Gedurende de transporttijd van 441 dagen neemt de concentratie dan af tot 0,79 maal de inzijgende concentratie. Indien het beregeningsoverschot in de kas geen tolclofos-methyl bevat dan wordt voor het totaal aan drainagewater in de kas een concentratie berekend van 0,38 maal de inzijgende concentratie.

5.4 Algemene bespreking

Bij inzijging vanuit waterlopen in de kasondergrond kunnen middelen met geleidelijke omzetting als diazinon en tolclofos-methyl een meetbare bijdrage leveren aan de concentratie in het drainagewater van de kas. Bij heptenofos is een meetbare bijdrage minder waarschijnlijk, gezien de mogelijk snelle omzetting in de grondwaterzone. Metingen van de omzettingssnelheid van de middelen in het bovenste deel van de grondwaterzone zullen meer zekerheid verschaffen over de omvang van deze bijdrage.

Bij de oriënterende berekeningen is uitgegaan van een inzijgende concentratie die enige tijd constant blijft. Als een concentratiegolf in een waterloop relatief kort is, dan leidt de hydrodynamische dispersie in de grondwaterzone tot verlaging van het maximum in de concentratie.

De aanname van gelijkmatige doorstroming van de grondwaterzone tussen waterloop en buitenste drainagebuis is onzeker. Door bodemopbouw en vergraving kan de doorstroming zeer ongelijkmatig zijn. Bij plaatselijk snelle doorstroming is er weinig tijd voor omzetting van de inzijgende concentratie.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

De omzetting van een bestrijdingsmiddel in de bodem verloopt op den duur langzamer dan overeenkomt met het eerste-orde-verloop uit de beginperiode. Daardoor zijn de residuen onverwacht lang in de kasbodem aanwezig en kunnen ze later (op een relatief laag niveau) alsnog uitspoelen.

Directe informatie over de omzetting van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen in diepere bodemlagen ontbreekt. Er is nu geen informatie die erop wijst dat de omzetting van deze middelen wordt afgeremd door de natte (deels anaërobe) toestand in de kasbodems.

Gerapporteerd onderzoek levert aanwijzingen dat preferente waterstroming optreedt in kasgronden, zowel door ongelijkmatige watergift als door lokale infiltratie t.g.v. intensieve beregening. Kwantitatieve gegevens voor de invoer in berekeningen ontbreken echter.

Modelberekeningen geven aan dat preferente waterstroming het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden sterk vergroot. Middelen die bij uniforme waterstroming niet uitspoelen kunnen bij meer lokale waterstroming wel duidelijk meetbare uitspoeling vertonen.

Het toedienen van bestrijdingsmiddelen met de watergeefsystemen geeft extra uitspoelingsrisico, omdat veel middel en water op dezelfde plaatsen terechtkomen.

Door het ontbreken van metingen van concentratiepatronen van bestrijdingsmiddelen in kasbodems is niet bekend in welke mate adsorptie, omzetting en transport afwijken van de simulatie van deze processen met een standaardrekenmodel.

De inzijging van enigszins persistente bestrijdingsmiddelen vanuit de waterlopen in de kasondergrond kan een meetbare bijdrage leveren aan het residu in het drainagewater.

Bij het emissieonderzoek in kassen is tot nu toe weinig gelet op de diverse routes waarlangs water en bestrijdingsmiddel in het drainagewater terecht kunnen komen, bijv. vanuit leidingen en goten en via onderbemalingsputten.

6.2 Aanbevelingen

Berekeningen betreffende de uitspoeling vereisen onderzoek naar de omzetting van bestrijdingsmiddelen in de diepere (natte) bodemlagen in kassen. Nagegaan dient te worden of de omzetting kan worden versneld door verandering in bodem- en waterbeheer.

Met behulp van een tracer dient het belang van preferente waterstroming en stoftransport in de kasbodems te worden onderzocht. Dit geldt ook voor het resterend belang na verbetering van de gelijkmatigheid van de watervoorziening.

Bij vervolgonderzoek dienen de concentratiepatronen van bestrijdingsmiddelen in kasbodems te worden gemeten om na te gaan in welke opzichten hun gedrag afwijkt van de simulatie met het standaardrekenmodel. Zulke metingen geven aan in welke richting de modelconcepten moeten worden verbeterd.

De beoordeling in de toelatingsprocedure van de mate van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden en het beleid ter vermindering van de uitspoeling vereisen het ontwikkelen en experimenteel toetsen van een speciaal uitspoelingsmodel.

De watergiften bij de berekening in kassen dienen te worden verlaagd om een dubbel effect te bereiken: a) de vermindering van de totale waterpercolatie door het profiel en b) het tegengaan van preferente waterstroming en stoftransport.

Verlaging van de watergiften bij berekening in de kas vereist een zeer gelijkmatige verdeling van het water, om droge plekken te voorkomen. Het werken aan het verbeteren van de verdeling dient intensief te worden voortgezet.

Het toedienen van bestrijdingsmiddelen met de watergeefsystemen dient te worden beëindigd omdat daarbij het uitspoelingsrisico extra groot is.

Bij de verdere ontwikkeling van druppelsystemen dient gestreefd te worden naar vergroting van het aantal druppelaars in een kas en naar het verkleinen van de afgifte per druppelbeurt. Verder dient erop te worden gelet dat er zo weinig mogelijk van de bestrijdingsmiddelen in de stroombanen terecht komt.

In een vervolgstudie dienen naast de reguliere uitspoeling alle mogelijke routes van verontreiniging van drainagewater met bestrijdingsmiddelen te worden betrokken.

Literatuur

Boesten, J.J.T.I., 1986. *Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment*. Doctoral Thesis. Wageningen, Institute for Pesticide Research and Agricultural University.

Boesten, J.J.T.I. en A.M.A. van der Linden, 1991. Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *J. Environ. Quality* 20, 425-435.

Bor, G., F. van den Berg, J.H. Smelt, A.E. van de Peppel-Groen, M. Leistra en R.A. Smidt. *Deposition patterns of dichlorvos and parathion in a glasshouse and discharge of parathion with condensation water*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 84.

Briggs, G.G., R.H. Bromilow en A.A. Evans, 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pestic. Sci.* 13, 495-504.

Emmerik, P. van en P. de Veld, 1996. *Naar een optimale watergift. Hoe Denar Kas werkt aan telen in de kasgrond*. Rapport juni 1996. Rijswijk, Denar Kas.

Faust, S.D. en H.M. Gomaa, 1972. Chemical hydrolysis of some organic phosphorus and carbamate pesticides in aquatic environments. *Environ. Letters* 3, 171-201.

Forrest, M., K.A. Lord en N. Walker, 1981. The influence of soil treatments on the bacterial degradation of diazinon and other organophosphorus insecticides. *Environ. Pollution* A24, 93-104.

Gorter, M., B. van der Wal en J. Mangelaars, 1996. Veldtoets met watervlooiën: een nuttige aanvulling op het chemisch onderzoek. *H₂O* 29, 354-357.

Heemskerk, M.J. en R.W. Schotman, 1996. Onderzoek verbeteren watergeefsystemen. Waterverdeling regenleidingsystemen kan beter. *Groenten + Fruit/Glasgroenten*, Week 32, 13-16.

Heemskerk, M.J., E.A. van Os, M.N.A. Ruijs en R.W. Schotman, 1997. *Verbeteren watergeefsystemen voor grondgebonden teelten*. Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente. Rapport 84.

Heerden, C. van en A. Tiktak, 1994. *Het grafisch programma XY. Een programma voor visualisatie van de resultaten van rekenprogramma's*. SOTRAS deelrapport Nr 2. Bilthoven, RIVM. Rapport Nr 715501002.

Hoogheemraadschap van Delfland, 1988. *De emissie van bestrijdingsmiddelen nader uitgewerkt*. Nota januari 1988. Delft, Hoogheemraadschap van Delfland.

Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993. *Gebiedsgericht onderzoek naar de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen en meststoffen in het oppervlaktewater in tuinbouwgebieden (boomteelt, glastuinbouw en bollenteelt)*. Leiden, Hoogheemraadschap van Rijnland. Rapport dec. 1993.

Leistra, M., L.J.T. van der Pas en J.J.T.I. Boesten, 1996. *Change in the sorption of pesticides in soil with time*. In: Meeting COST Sorption & Mobility Group. Sevilla. February 1996.

Matser, A.M., M. Leistra, H.A.J. Pellikaan-van Harten, F. van den Berg en W.Th. Runia, 1996. *Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen. Gegevens over de kasteeltsystemen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.1.

Mikami, N., K. Imanishi, H. Yamada en J. Miyamoto, 1984. Photodegradation of the fungicide tolclofos-methyl in water and on soil surface. *J. Pestic. Sci.* 9, 215-222.

Runia, W.Th., M. Leistra en N.A.M. van Steekelenburg, 1996. *Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten*. Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente. Rapport 57.

Scheunert, I., M. Mansour, U. Dörfler en R. Schroll, 1993. Fate of pendimethalin, carbofuran and diazinon under abiotic and biotic conditions. *Science Total Environ.* 132, 361-369.

Schwab, W., P. Dambach en H.J. Buhl, 1994. Microbial degradation of heptenofos in the soil environment by biological Baeyer-Villiger oxidation. *J. Agric. Food Chem.* 42, 1578-1583.

Sethunathan, N., 1972. *Diazinon degradation in submerged soil and rice-paddy water*. In: Fate of organic pesticides in the aquatic environment. Chapter 12. R.F. Gould (Ed.). Washington DC, American Chemical Society. Advances in Chemistry Series 111.

Sharom, M.S., J.R.W. Miles, C.R. Harris en F.L. McEwen, 1980. Persistence of 12 insecticides in water. *Water Research* 14, 1089-1093.

Staay, M. van der en M.S. Douwes, 1996. *Optimaliseren van de toepassing van gewasbeschermingsmiddelen in de glastuinbouw. Emissie via condenswater*. Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente. Rapport 52.

Veen, J.R. van de, F. van den Berg, H.A.J. Pellikaan-van Harten, M. Leistra en J.J.T.I. Boesten, 1997. *Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen; simulatie met het PESTLA 3.0 model*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.2.

Voogt, W., 1997. *Evaluatie onderzoek mineralenbalans grondteelten 1992-1996 (samenvatting)*. Studiedag 'Mineralen in de glastuinbouw', 31 januari 1997. Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente.

Work Group SWAP, 1994. SWAP 1993. *Input instructions manual*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre and Department of Hydrology Agricultural University.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte, 1994. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Technisch Document 18.

Niet-gepubliceerde bronnen

Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat en P.E.V. van Walsum, 1996. *SWAP User's Manual. Simulation of transport processes in the Soil-Water-Air-Plant environment*. Draft Dec. 1996. Wageningen, Department of Water Resources Agricultural University and DLO Winand Staring Centre.

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

Harten, H.A.J. van, 1996. *Simulatie van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden met SWAP*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 403.

Kroes, J.G., 1995. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soil*. Wageningen, Agricultural University and DLO Winand Staring Centre. MSc thesis.

Panman, E. en J.B.H.J. Linders, 1992. *Heptenofos. Milieufiche*. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 88/678801/076.

Postma, R., 1997. *Stikstofverliezen door denitrificatie bij grondteelten in de glastuinbouw (samenvatting)*. Studiedag mineralen in de glastuinbouw, 31 jan. 1997. Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente.

Visser, J.T. en J.B.H.J. Linders, 1992. *Tolclofos-methyl. Milieufiche*. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 90/670101/018.