

Emissie door oppervlakkige afspoeling

Relevantie en preventie; tussenrapportage 2011

A. Evenhuis, W.H.J. Beltman, R.Y. van der Weide, M.G. van Zeeland, H.T.A.M. Schepers, J. Deneer

© 2012 Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) onderzoeksinstituut Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO.

Voor nadere informatie gelieve contact op te nemen met: DLO in het bijzonder onderzoeksinstituut Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, AGV

DLO is niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij gebruik van gegevens uit deze uitgave.

Projectnummer: 3250198911

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, onderdeel van Wageningen UR Business Unit AGV

Address : Postbus 16, 6700 AA Wageningen
: Wageningen Campus, Droevendaalsesteeg 1, Wageningen
Tel. : +31 320 - 291355
Fax : +31 317 41 80 94
E-mail : info.ppo@wur.nl
Internet : www.ppo.wur.nl

Inhoudsopgave

pagina

1	INLEIDING	5
1.1	Probleemstelling	5
1.2	Maatschappelijk belang	5
1.3	Doelstelling project	6
2	AANPAK	7
3	LITERATUURONDERZOEK OPPERVLAKKIGE AFSPOELING; EXPERIMENTELE DATA	8
3.1	Metingen gewasbeschermingsmiddelen in water	9
3.2	Run-off events na neerslag	10
3.3	'Chemigation'	17
3.4	Afspoeling in relatie tot eigenschappen actieve stof	17
3.4.1	Adsorptie aan organische stof	17
3.4.2	Wateroplosbaarheid	21
3.4.3	Halfwaardetijd	22
3.5	Agronomische factoren	22
3.5.1	Vegetatie	22
3.5.2	Bodemstructuur	24
3.5.3	Afspoeling in relatie tot grondbewerking	24
3.5.4	Emissie via run-off in gedraineerde percelen ten opzichte van niet gedraineerde percelen...	25
3.5.5	Vergelijking emissie via run-off en via drain	27
3.5.6	Verslamping	29
3.6	Hellingshoek	30
3.7	Conclusies	36
4	MODELLEN VOOR AFSPOELING	37
4.1	Oppervlakkige afspoeling	37
4.1.1	Factoren die afstroming bepalen	37
4.1.2	Vochtbalans	39
4.1.3	Infiltratie capaciteit	40
4.1.4	Hellingshoek	40
4.1.5	Ruggen	40
4.2	Model SFIL	40
4.3	Emissie balans gewasbeschermingsmiddelen	41
4.4	PEARL/GeoPEARL	42
4.5	PRZM	45
5	INVLOED VAN NEERSLAG EN INFILTRATIE OP AFSPOELING	47
5.1	Inleiding	47
5.2	Neerslag	47
5.3	Infiltratie in de grond	48
5.4	Representatieve combinatie van neerslag en grond	49
5.5	Berekening frequentie neerslagoverschotten	50
5.6	Berekening frequentie afspoelincidenten met SWAP	52
5.7	Vergelijking frequenties van neerslagoverschotten en van afspoelincidenten	54
5.8	Conclusies	54

6	REFERENTIES.....	56
	BIJLAGEN.....	59
	Bijlage 1. Literatuurstudie Deneer & Beltman, 2009.....	59
	Bijlage 2. Koc- en DT50- waarden	65
	Bijlage 3. Parshall flume	66
	Bijlage 4. Verslag van de workshop	67

1 Inleiding

In een studie naar emissie van gewasbeschermingsmiddelen in het gebied van de Lage en Hoge Raam werden overschrijdingen van de MTR waargenomen van een aantal herbiciden in het oppervlaktewater (Kroonen-Backbier & Van der Hulst, 2009). Deze overschrijdingen konden niet allemaal verklaard worden uit drift, omdat er verschillen in emissie werden waargenomen bij de 6 meetpunten, terwijl de spuitstrategieën vergelijkbaar waren. Veel van de overschrijdingen zijn gemeten op 5 juni 2008. In de nacht van 2 op 3 juni is er een onweersbui gevallen met ruim 40 mm regen. Op 3 juni is nog eens 10 mm regen gevallen. Hoge meetcijfers op 5 juni lijken te verklaren door andere emissieroutes dan drift. Dit beeld wordt nog sterker door regenval en moment van spuiten uit te zetten tegen het analyseresultaat. Vooral bij de middelen bentazon en terbutylazin was de correlatie tussen emissie en neerslag groter dan met het moment van gebruik (Kroonen-Backbier & Van der Hulst, 2009). Dit wijst op oppervlakkige afspoeling van herbiciden in de situatie dat na de bespuiting veel neerslag is gevallen en niet op emissie door drift. Verwacht wordt dat neerslag hoeveelheid en neerslag intensiteit toe nemen als gevolg van klimaatverandering (219, 220 ILVO), waardoor de kans op oppervlakkige afspoeling toeneemt en mogelijk het risico op emissie van gewasbeschermingsmiddelen.

1.1 Probleemstelling

Op verschillende niveaus en in diverse projecten werken bedrijfsleven en overheden samen om normoverschrijdingen door gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater terug te dringen. Hiervoor is inzicht nodig in de bijdrage die verschillende emissieroutes aan overschrijdingen leveren. Het gebrek aan inzicht in de relevantie van sommige routes in Nederland bemoeilijkt het bepalen van aannemelijke oorzaken van normoverschrijdingen die plaatsvinden in het kader van praktijkprojecten, en de terugkoppeling van monitoringsresultaten naar toelatingshouders en toelating (in ontwikkeling binnen het project Beslisboom Water).

Van oppervlakkige afspoeling wordt op basis van monitoringsresultaten, praktijkkennis en een literatuurscan (Deneer en Beltman, 2009, zie bijlage 1) aangenomen, dat er normoverschrijdingen door kunnen ontstaan. De kennisbehoefte rond afspoeling blijkt onder meer uit het feit dat binnen Telen met toekomst, Landbouwcentraal en een samenwerkingsproject ter verbetering van de waterkwaliteit in de Drentse Aa aandacht besteed wordt aan het beter in beeld krijgen van het belang van deze emissieroute. Ruimte voor een degelijke analyse van de rol van deze emissieroute bieden deze projecten echter niet of nauwelijks.

1.2 Maatschappelijk belang

In diverse praktijkprojecten wordt al met o.a. waterschappen, provincies, telers, loonwerkers en gewasbeschermingsmiddelenfabrikanten gezocht naar mogelijkheden om overschrijdingen terug te dringen. Het belang voor stake holders bij het bepalen van relevante emissieroutes is dat zij hun energie en middelen niet op niet-relevante emissieroutes inzetten, dat zij concrete maatregelen in zicht krijgen om emissies terug te dringen en dat zo imagoschade voor het bedrijfsleven en het van de markt verdwijnen van middelen zo veel mogelijk kunnen beperken.

Het belang van waterschappen ligt primair in het verbeteren van de waterkwaliteit, maar ook in het verkrijgen van kennis waarmee zij hun monitoring gericht kunnen inzetten en het bedrijfsleven kunnen adviseren in het terugdringen van emissies.

1.3 Doelstelling project

- Op basis van bestaande kennis uit binnen en buitenland (metingen, modelstudies) inzichtelijk maken in hoeverre oppervlakkige afspoeling van (vrijwel) vlakke percelen verantwoordelijk kan zijn voor (piek) belasting van oppervlaktewater. Onder vlakke percelen worden percelen verstaan met een hellingshoek van 0.2% of minder.
- Inzichtelijk maken in hoeverre een vergelijking met andere emissieroutes mogelijk is en, zo mogelijk, deze vergelijking inzichtelijk maken.
- Verkenning van de mate van overeenstemming tussen de uitgangspunten van de modelmatige berekening van afspoeling en de situatie op representatieve praktijksituaties in Nederland. Wanneer relevante afwijkingen verwacht worden, deze benoemen.
- Vaststellen of er zicht is op effectieve maatregelen om oppervlakkige afspoeling tegen te gaan. dit kunnen bestaande of nieuwe maatregelen zijn.

2 Aanpak

Het plan van aanpak bestaat uit 3 onderdelen:

1. Korte aanvullende internationale literatuurscan en een startbijeenkomst (workshop) met experts en betrokken stakeholders om:
 - meer kwantitatief inzicht te krijgen in deze route,
 - inzicht te krijgen in de eventuele bruikbaarheid van bestaande modellen als PRZM (USA),
 - inzicht in bruikbaarheid van kennis over afstromend water uit nutriënten- of erosieonderzoek om de bruikbaarheid van modellen (PRZM (het model dat in de EU toelatingsbeoordeling wordt gebruikt om runoff naar oppervlaktewater te berekenen) / Pearl en GeoPEARL) te toetsen en perspectiefvolle maatregelen te bepalen
 - vaststellen van de bepalende factoren of parameters voor het risico op afspoeling die bepaald moeten worden bij metingen of voor het toetsen van modellen aan praktijksituaties
 - in kaart brengen welke (praktijk)situaties of bestaande experimenten zich lenen voor aanvullende bepalingen en behandelingen om kwantitatief inzicht en perspectief op effectieve maatregelen vast te stellen
2. Rapportage van de bevindingen en desgewenst planvorming t.a.v. aanvullende metingen en modelanalyses om kennis en inzicht t.a.v. oppervlakkige afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen te vergroten. Afstemming met stakeholders, nationaal en internationaal in praktijk- en onderzoeksprojecten.
3. monitoren van afspoeling op een aantal percelen (diverse grondsoorten en regio's). De omvang van dit onderdeel hangt sterk af van de mogelijkheid dit uit te voeren in samenwerking met (deels gefinancierd door) regionale initiatieven (zie kader) en de gerealiseerde bestedingen bij punt 1 tot en met punt 3.

3 Literatuuronderzoek oppervlakkige afspoeling; experimentele data

De internationale literatuur is gescand op factoren die de emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater beïnvloeden. Hierbij werd zoveel mogelijk gekeken naar kwantificering van de processen. Voor Nederland is vooral de vlakveldssituatie interessant, met een maximale hellingshoek van 0.2%. Lokaal kan die hellingshoek groter zijn. In de literatuur is gezocht op emissie via run-off water. Emissie via erosie van gronddeeltjes (sediment) is niet onderwerp van studie. Afspoeling van hellende percelen (zoals in Zuid Limburg) worden eveneens buiten beschouwing gelaten.

In de studie is gekeken naar metingen van gewasbeschermingsmiddelen in water, het verlies van gewasbeschermingsmiddelen via run-off als percentage van de toegepaste hoeveelheid. Factoren die een rol spelen bij de kans op run-off zijn

- Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen
- Neerslaghoeveelheid en -intensiteit in combinatie met en tijd sinds de laatste bespuiting
- Helling
- Vegetatie
- Gewasgroei
- Bodemgesteldheid
- Aanwezigheid drainage
- Eigenschappen van de actieve stoffen.

In bijlage 2 worden voor de actieve stoffen die in dit literatuuronderzoek worden beschreven de Koc-waarde en de DT50 (bodem) weergegeven. De Koc-waarde (adsorptiecoëfficiënt) van een stof geeft de mate van adsorptie aan de organische stof in het bodemcomplex aan. Tevens kan uit deze waarde de mate van mobiliteit worden afgeleid. Bij een hoge Koc-waarde (rond 5000) is de stof niet tot weinig mobiel. De DT50 (halfwaardetijd) geeft de afbraaksnelheid van de stof in dagen weer. Dit is een maat voor de persistentie van een stof. Naarmate de DT50-waarde lager is wordt deze sneller omgezet.

3.1 Metingen gewasbeschermingsmiddelen in water

In het stroomgebied van de Marne (12.762 km²) worden verschillende actieve stoffen gevonden. In de studie is berekend wat de emissie naar de Marne is van gewasbeschermingsmiddelen via run-off (Tabel 1). In 1990 werden op 5 meetpunten monsters genomen om de aanwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen in de Marne vast te stellen. Nog eens 14 meetpunten in kleinere rivieren werden bemonsterd. We hebben hier te maken met een glooiend landschap, wat niet direct vergelijkbaar is met de Nederlandse situatie. Wel geven de auteurs een balans van het gebruik en de emissie van verschillende gewasbeschermingsmiddelen. Hierbij werd een exportcoëfficiënt berekend voor emissie naar het oppervlaktewater die varieerde van 0.1 tot 17.5 % afhankelijk van de actieve stof (Blanchoud, 2007).

Tabel 1. De twintig actieve stoffen met de hoogste emissie gemeten in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Marne (Blanchoud, 2007)

actieve stof	adsorptie coëfficiënt K _{oc}	DT50 grond (dagen)	input (kg/jr)	export coëfficiënt ²	emissie (kg)
sulcotrione	1.08–160	2–72	15,506	8.8	1371
mecoprop ¹	12–25	7–13	157,830	0.7	1105
isoproturon ¹	36–241	12–33	436,326	0.2	783
carbofuran	9–62.5	18–90	32,894	2.3	742
atrazin ¹	38–170	18–119	120,000	0.5	597
carbendazim ¹	129–246	30–150	81,802	0.6	505
metazachloor ¹	70–80	3–8	44,060	1.1	504
oxadixyl	4	60–90	2543	17.5	444
dicamba	3.45–21.2	3–26	5160	7.3	378
hexazinone	54	30–180	18,363	1.9	357
tebutam	807	60	354,850	0.1	297
clopyralid	4–12.9	10–15	3590	8.3	296
pirimicarb	45–730	2–234	10,890	2.2	240
mecoprop-P	20–43	8	77,292	0.3	224
TCA	3	21–90	1227	17.1	210
2,4 MCPA ¹	25–157	7–41	56,535	0.3	184
aminotriazol	20–202	14–28	69,481	0.3	180
metribuzin	3–95	23–180	7555	2.2	167
ethofumesaat ¹	203	84–407	10,667	1.3	143
fluroxypyr	39–71	11–38	15,957	0.9	138

¹ Actieve stoffen die vaak gemeten worden in de rivieren van de regio Ile-de-France (DIREN, 1999; Agritox; Extoxnet; Europa, in Blanchoud, 2007)

² Exportcoëfficiënt is het percentage actieve stof dat teruggevonden wordt in het oppervlaktewater ten opzichte van de toegepaste hoeveelheid van de betreffende actieve stof.

Glotfelty et al. (1984) hebben onderzoek verricht naar de emissie van atrazin en simazin in het stroomgebied van de Wey rivier. Het gebied wordt voornamelijk beteeld met maïs en soja, met een totaal van 712 hectare. De maximale concentratie atrazin die gemeten werd was 15 µg/l, maar de gemiddelde concentratie was < 3 µg/l. De concentratie simazin die gemeten werd lag ongeveer een factor 10 lager. De auteurs concluderen dat het minder vinden van simazin in de rivier veroorzaakt wordt door minder gebruik van simazin in vergelijking met atrazine. De maximale hoeveelheid atrazine-emissie werd gevonden in het jaar met de hoogste hoeveelheid run-off water en de kortste tijd sinds de laatste toepassing van de herbiciden.

Concluderend kan gesteld worden dat er gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater worden gevonden. De momenten waarop de piekconcentratie van gewasbeschermingsmiddelen in deze studies in de rivieren gevonden werden waren kort na toepassing van gewasbeschermingsmiddelen en gerelateerd aan overvloedige neerslag. Dit wijst op emissie via run-off van water.

3.2 Run-off events na neerslag

Burgoa & Wauchope (1995) hebben naar run-off gekeken in de literatuur in de periode 1978-1991. Ze beschrijven 46 studies zowel op plot niveau (v.a. 11 m²) als op veld niveau (tot 20 ha). In de meeste studies is er sprake van een helling. Deze zijn weinig interessant voor de Nederlandse situatie. In 9 studies was de helling 0.2 % of minder. Geen enkel veld werd omschreven met een hellingshoek 0%.

Tabel 2 geeft een overzicht van percelen of plots waaraan verlies van gewasbeschermingsmiddelen is gemeten.

Tabel 2. Gegevens van proeflocaties uit artikel van Burgoa & Wauchope (naar Burgoa, 1995*).

no.	veld grootte (ha)	plaats	helling (%)	bodemklassificatie	organische stof (%)	pH	gewas	referentie
8	0.0011	LSU, LA	0.2	Aeric Fluvaquents (Fluvisol)	-	-	suikerriet	Smith et al., 1983
15	0.004	Mississippi	0.2	Mollic Hapludalfs (alfisol)	0.7	7.3	braak	Wiese et al., 1980
17	0.004	Texas	0.1	Torrertic Paleustolls (mollisol)	1.7	7.3	braak	Wiese et al., 1980
29	2.4	Baton Rouge, LA	0.1	-	-	-	maïs	Southwick et al., 1980
30	2.6	Bear Creek, MS	0.2	-	-	-	katoen	Cooper et al., 1987
35	7.3	Bear Creek, MS	0.2	-	-	-	katoen	Cooper et al., 1987
39	15.6	Clarksdale, MS	0.2	Vertic Haplaquepts	2.5	-	katoen	McDowell et al., 1981
41	18.7	Clarksdale, MS	0.2	Fluvaquents	-	-	Katoen	Willis et al., 1983
42	20	Wye River, MD	0.2	Udults	-	-	maïs	Glottfelty et al., 1983

*tabel 2 uit artikel gedeeltelijk overgenomen voor wat betreft relevante gegevens.

Tabel 3 geeft de verliezen van gewasbeschermingsmiddelen na een gewasbespuiting gevolgd door regenval (irrigatie of neerslag) in de vlakveldsituatie, zoals beschreven in een review artikel door Burgoa & Wauchope, 1995. Verlies en concentratie in studie 15 & 17 zijn experimenteel vastgesteld. In de overige gevallen ging het om metingen / waarnemingen gedurende het seizoen. De kolom 'pesticide concentratie' geven per studie de gemeten extremen van de gemeten concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in run-off water.

De gemeten sedimentopbrengst (mg/ha) was in deze studies beperkt. Slechts in een geval werd in dat sediment ook daadwerkelijk een pesticide aangetroffen. Dit was methoxychlor in perceel 33. De gemeten hoeveelheid was 8570 µg/kg sediment, bij een sediment opbrengst van 0,44 mg /ha. De bijdrage van gewasbeschermingsmiddelen in sediment aan emissie naar oppervlaktewater lijkt daarmee in deze studie beperkt in de vlakveldsituatie, voor de onderzochte gewasbeschermingsmiddelen. Opgemerkt moet worden dat relatief weinig beschreven is in deze review over afspoeling van sediment. In studie 41 wordt wel melding gemaakt van afspoeling van vaste deeltjes, maar hieraan werd geen pesticide concentratie gekoppeld.

Tabel 3. Verlies van gewasbeschermingsmiddelen als gevolg van run-off zoals beschreven door Burgoa & Wauchope, (naar Burgoa, 1995).

studie no.	gewasbeschermings-middel	dosering (kg of l/ha)	datum	neerslag datum	neerslag (cm)	run-off totaal (cm)	pesticide conc. (ug/L)	percentage verlies
15	fluometuron	4.4	-	na 2 dgn ¹		1.0	280	0.6
17	fluometuron	4.4	-	na 2 dgn ¹		1.0	90	0.2
29	atrazin	1.63	22-4	na 31dgn	-	1.8	270	1.6
33	methoxychloor	1.12	9/5-10/4	na 2 dgn	11.9	3.6	18.7	0.2
29	metolachloor	2.16	22-4	na 31dgn	-	1.8	420	1.5
29	atrazin	1.63	22-4	-	-	41.2	-	3.2
29	atrazin	1.63	22-4	-	-	25.4	-	1.4
42	atrazin (WP)	1.68	25-5	-	-	-	0-300	2-3
29	metolachloor	2.16	22-4	-	-	25.4	-	1.1
29	metolachloor	2.16	22-4	-	-	41.2	-	2.4
42	simazin (WP)	1.68	25-5	-	-	-	0-300	2-3
41	DDT	7.84	1972	1973-78	801	326	3.1-5.4	1.7
30	DDT, DDE, DDD	residu	-	juli 1977-april 1978	137.9	-	0.14-1.39	-
35	DDT, DDE, DDD	residu	-	juli 1977-april 1978	137.9	-	0.2-3.1	-
30	toxapheen	residu	-	juli 1977-april 1978	137.9	-	0.04-2.02	-
39	toxapheen	20.16	1972	1973-75	485	220	9-16	2.1
41	trifluralin	7.84	1972-78	1973-78	801	326	0.1-0.8	0.9

¹ Neerslag in de vorm van irrigatie

Na de door Burgoa en Wauchope beschreven studies zijn er nog meer studies naar oppervlakkige afspoeling uitgevoerd. Resultaten hiervan zijn verzameld in Tabel 4. Deze geeft verlies van gewasbeschermingsmiddelen door oppervlakkige afspoeling, waargenomen door diverse auteurs.

Tabel 4. Overzicht van studies naar verlies van gewasbeschermingsmiddelen als gevolg van run-off, bij teelten zonder hellingshoek (Gaynor, 1992, Patakioutas, 2002, Siimes, 2006).

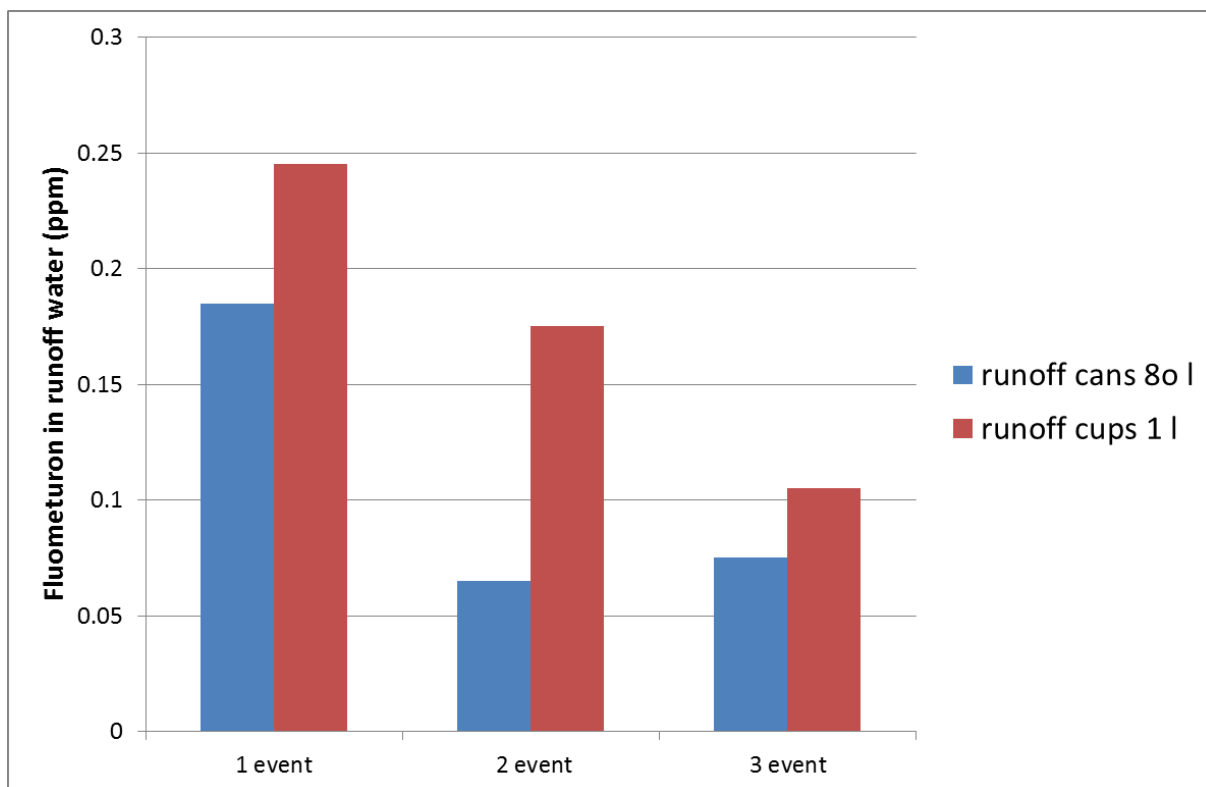
auteur	gewasbeschermings-middel	opm.	datum	neerslag (mm)	run-off totaal (mm)	gemiddelde pesticide conc. (ug/L)	percentage verlies ¹
Gaynor	triazines		1984	828	108	53	1.2
Gaynor	triazines		1985	1052	318	15	1.4
Gaynor	triazines		1986	909	397	85	7.7
Gaynor	alachloor		1984	828	108	36	0.2
Gaynor	alachloor		1985	1052	318	8	0.3
Gaynor	alachloor		1986	909	397	10	0.5
Patakioutas	pirimifos-methyl	aa ²	1999	524	10.1	0-1.3	0.013
Patakioutas	pirimifos-methyl	Braak	1999	524	8.5	0-1.6	0.018
Patakioutas	benalaxyl	aa	1999	524	10.3	0-2.5	0.062
Patakioutas	benalaxyl	braak	1999	524	9.5	0-3.4	0.085
Siimes	glyfosaat	braak	1999	?	228	0-21.8	0.13
Siimes	glufosinaat-NH3	braak	1999	?	228	0-9.0	0.22
Siimes	ethofumesaat	braak	1999	?	228	0-10.7	1.0

¹ Verlies is het percentage actieve stof dat waargenomen werd in run-off water ten opzichte van de hoeveelheid toegepaste stof.

² aa = aardappel

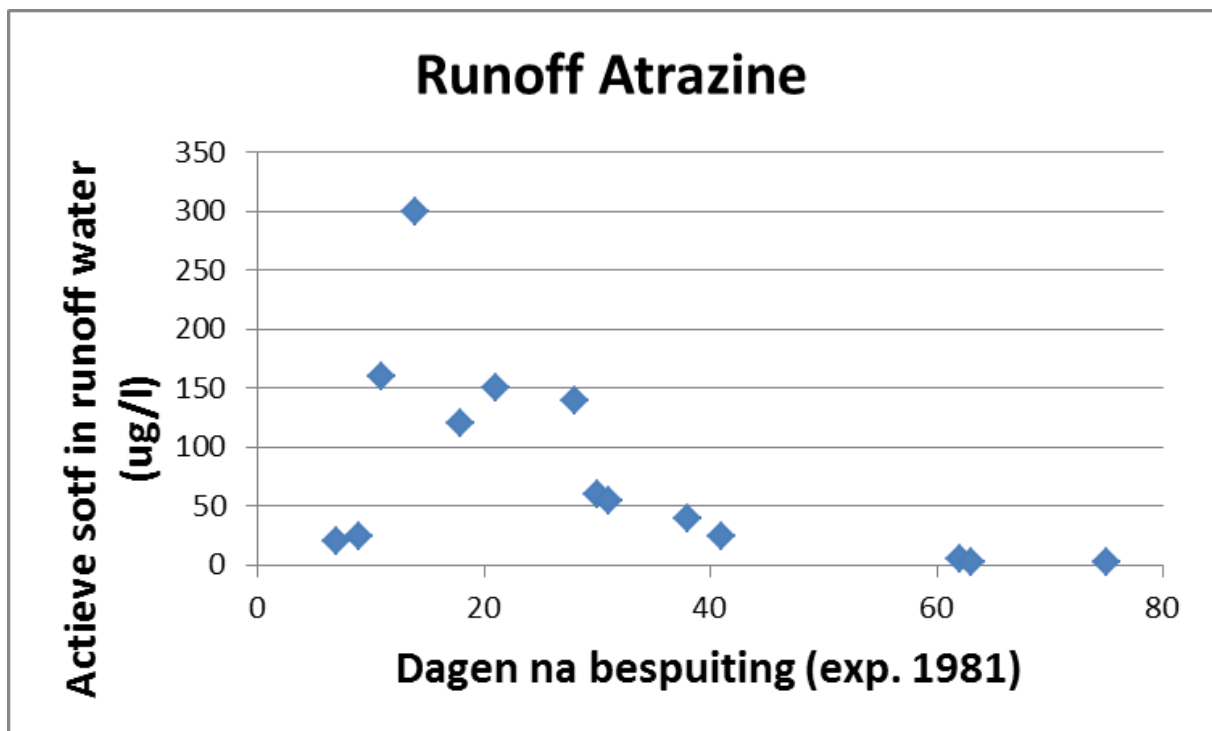
De verliezen door afspoeling die genoemd worden in een vrijwel vlakveldssituatie variëren van 0,2 tot 4,4 % (Burgoa en Wauchope, 1995). Hierbij wordt verlies gedefinieerd als het percentage van de actieve stof dat teruggevonden wordt in het oppervlaktewater ten opzicht van de hoeveelheid actieve stof toegepast in de betreffende studie. Een van de conclusies die getrokken wordt is dat de hoeveelheid actieve stof in het water exponentieel afneemt met de tijd sinds de laatste bespuiting met het gewasbeschermingsmiddel. De auteurs noemen voor de middelen een halfwaardetijd van enkele dagen tot 2 weken. Uiteraard afhankelijk van de eigenschappen van het betreffende middel. Effectief betekent dit dat het risico vooral in de “first-flush” situatie zich voordoet.

Wiese et al (1980) hebben onderzoek gedaan naar de run-off van fluometuron in plots van 4 bij 10 m. Onderzoek werd gedaan op 6 locaties over 3 jaar, waarvan twee locaties met een hellingshoek <0.3%. Er werd gekeken naar 32 run-off “events”. De auteurs concluderen dat de hoogste concentraties fluometuron gevonden werd bij de eerste “regenbui” na toepassing van het gewasbeschermingsmiddel. In de tweede run-off – event na de bespuiting werd gemiddeld genomen een afname van 30 tot 60% fluometuron waargenomen ten opzichte van de “first flush” (Figuur 1.). De hoogste waargenomen concentratie was 0.46 ppm in run-off water.



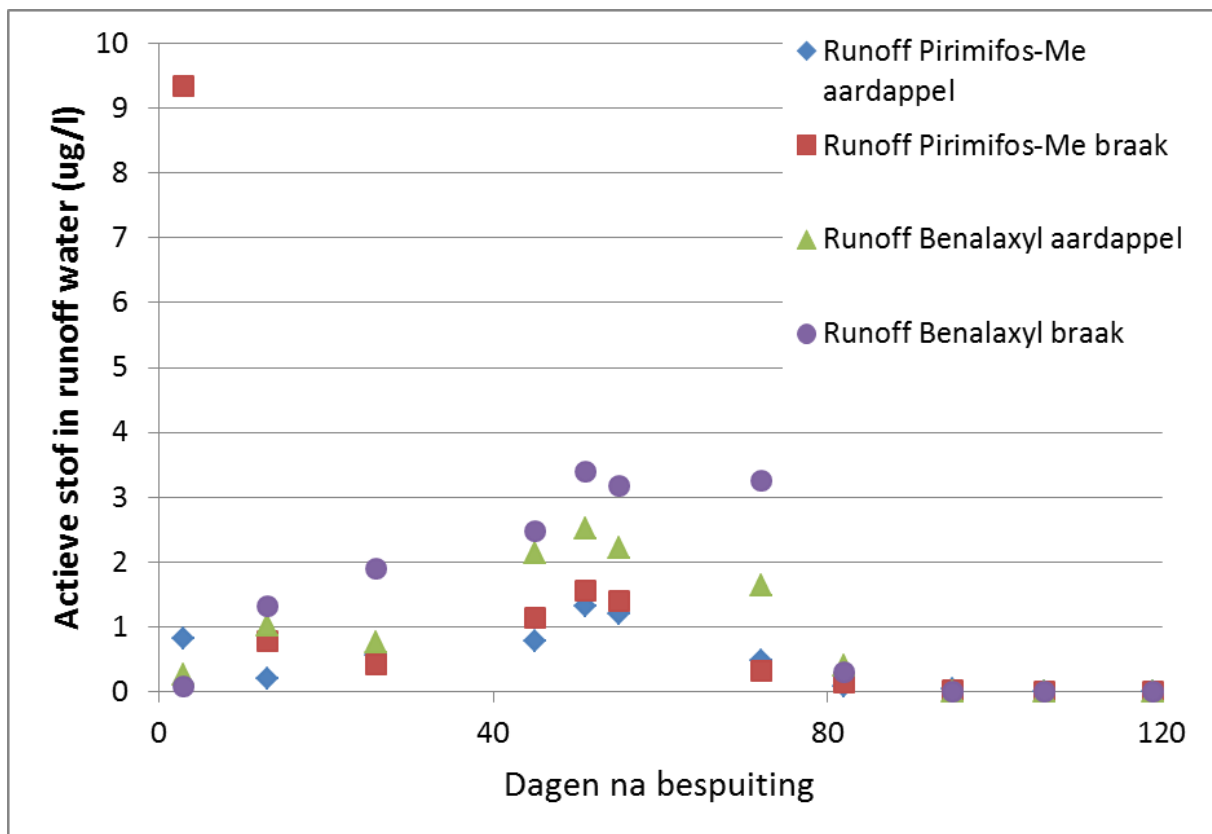
Figuur 1. Concentratie fluometuron in run-off water verzameld op 2 locaties, met hellingshoek <0.3% bij 1^e, 2^e of 3^e run-off event na bespuiting met het fluometuron (naar Wiese et al., 1980).

Glottelty et al. (1984) hebben een proef uitgevoerd om run-off te simuleren van atrazin en simazin. Er werden in het run-off water geen verschil in de concentratie atrazin en simazin gevonden. De piekconcentratie werd gevonden bij de eerste grote neerslag hoeveelheid 14 dagen na toepassing van atrazin. In de loop van de tijd nam de concentratie atrazin in het run off water geleidelijk af (Figuur 2). Dit is in overeenstemming met de resultaten gevonden door Wiese et al., 1980 met fluometuron (Figuur 1.).

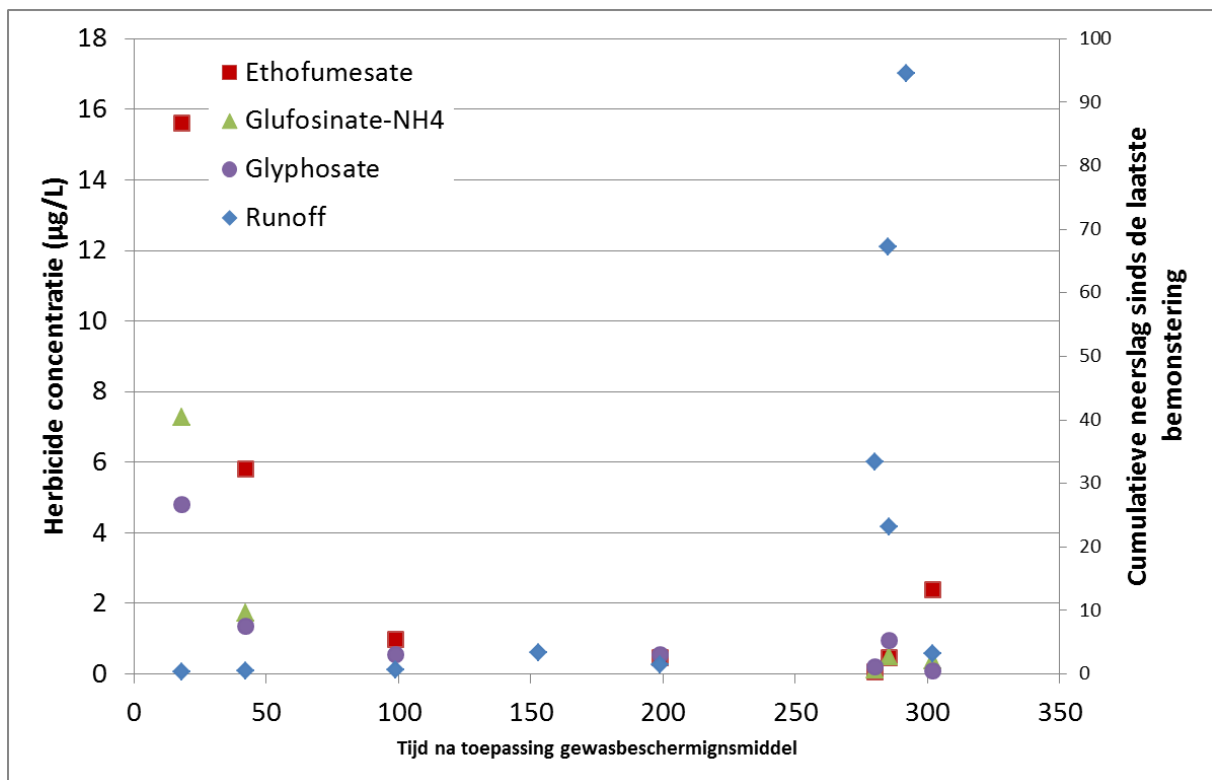


Figuur 2. Concentratie atrazin in run-off water gemeten in dagen na toepassing; opnieuw getekend (naar Glotfelty et al., 1984).

Patakioutas et al. (2002) constateerden dat de hoeveelheid actieve stof in het afspoelende water in principe afneemt met de tijd sinds de laatste bespuiting (Figuur 3). Echter de hoeveelheid neerslag, en daarmee de hoeveelheid water dat afspoelt is mede bepalend voor de emissie. Zo werden de hoogste volumina voor water run-off bepaald op 51, 55 en 72 dagen na de bespuiting. Dat waren tevens de dagen met de hoogste concentratie aan actieve stoffen in het run-off water. De totale emissie van pirmifos-methyl bleef beperkt tot 0.013% in aardappel en 0.018% bij een braak perceel. Voor benalaxyl was dat respectievelijk 0.062% en 0.085%. In een Finse studie bleek eveneens dat de hoogste concentraties van de geteste herbiciden kort na de laatste bespuiting gevonden konden worden (Figuur 4). Bij excessieve neerslag na de winter werd een lichte toename van de concentratie aan herbiciden waargenomen (Siimes, et al., 2006).



Figuur 3. Run off van pirimifos-methyl en benalaxyl in de teelt van aardappelen en van braak percelen als functie van de tijd sinds de laatste bespuiting (Patakioutas, 2002).



Figuur 4. Concentratie herbicide in run-off water sinds de laatste bespuiting; in relatie tot cumulatieve neerslag sinds de laatste bemonstering (Siimes, 2006).

In Figuur 4 is te zien dat de hoeveelheid actieve stof die via run-off sinds de laatste bespuiting met het betreffende middel naar het oppervlaktewater emitteert afneemt met de tijd. Bij gelijkblijvende omstandigheden mag in principe een exponentiële afname van de emissie van actieve stof naar het oppervlaktewater in de tijd verwacht worden. Als er na langere tijd grotere hoeveelheden actieve stof in het afspoelwater worden gevonden, dan wordt dat veroorzaakt door hoge neerslagcijfers op dat moment, veelal in combinatie met neerslag in de periode voorafgaand aan het afspelevent.

3.3 'Chemigation'

'Chemigation' is het toepassen van gewasbeschermingsmiddelen via irrigatie. In onderzoek werd gekeken of er verschillen waren in afspoeling als het gewasbeschermingsmiddel via een veldspuit (187 l/ha) werd toegepast of via 'chemigation' (64000 l/ha) waarna regenval werd gesimuleerd (Abdel-Rahman, Wauchope, et al. (1999). De hypothese was dat door 'chemigation' meer water werd toegediend en het gewasbeschermingsmiddel sneller werd opgenomen in de grond; waardoor minder actieve stof beschikbaar was voor run-off. In de proefopstelling werd alachloor of atrazin toegepast. Vierentwintig uur na de bespuiting werd een regenbui van 47 mm gesimuleerd. Van de velden behandeld via 'chemigation' werd 0.3 mm run-off gemeten. Van de plots gespoten met de veldspuit werd 7.4 mm run-off gemeten. Via 'chemigation' werd op die manier 90% minder atrazin en 91% minder alachloor in run-off water waargenomen. Dit effect komt grotendeels door de hoeveelheid run-off water in de beide onderzochte systemen. Bij 'chemigation' is de grond natter waardoor de infiltratie in de grond verbetert ten opzichte van bespuitingen via de veldspuit, wat de verminderde run-off zou kunnen verklaren. Verder noemen de auteurs dat de stabiliteit van de aggregaten (gronddeeltjes) groter is onder natte omstandigheden, waardoor in die situatie minder erosie of run-off optreedt.

In het onderzoek is niet aangegeven in hoeverre de grond waterverzadigd was na 'chemigation'. Noch is gekeken naar het effect van de mate van verzadigheid van de bodem op run-off.

In de beschreven studie neemt de emissie van atrazin en alachloor sterk af door 'chemigation', hetgeen suggereert dat de methode in theorie een maatregel kan opleveren om afspoeling te beperken. In de huidige Nederlandse praktijk zal het nog van weinig waarde zijn.

3.4 Afspoeling in relatie tot eigenschappen actieve stof

3.4.1 Adsorptie aan organische stof

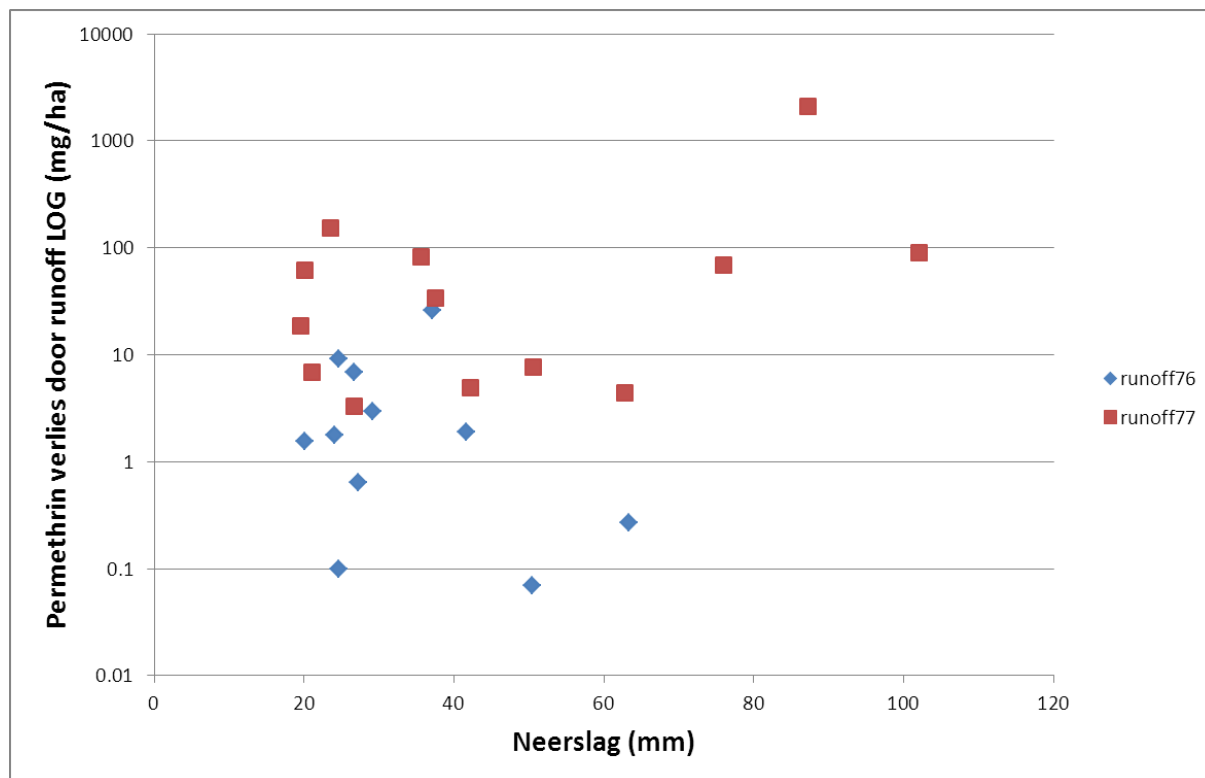
Sommige stoffen hebben hoge Koc-waarden, waardoor ze voor het grootste deel gebonden worden aan gronddeeltjes in het water. Indien deze stoffen via afspoeling in het oppervlaktewater terechtkomen, zal dat via afspoeling van sediment (erosie) met run-off water gebeuren. Informatie over de eigenschappen van gewasbeschermingsmiddelen kan gevonden worden in de footprint database:

<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>.

In 1976 en 1977 is in de USA gekeken naar de emissie van synthetische pyrethroiden (Carroll et al., 1981). Als emissie route werd ook onderzoek gedaan naar "run-off" van permethrin in de teelt van katoen. De katoen werd geteeld op zoutige klei-leem-grond met een hellinghoek van 0.15%. Run-off wordt gedefinieerd in het onderzoek als water + sediment dat van het land spoelt. De Koc-waarde van permethrin werd door de auteurs niet gegeven. De footprint database geeft een Koc-waarde voor permethrin van 100.000 (zie bijlage 2). Bij deze hoge waarden wordt de stof voor het grootste deel gebonden aan gronddeeltje en spoelt het af in sediment en niet of nauwelijks met water.

Op 10 verschillende momenten in het seizoen werd gespoten met permethrin. In het seizoen 1976 – 1977 werd 20 maal na hevige regenbuien gekeken of er sprake was van run-off. Run-off werd 14 keer waargenomen, waarvan 11 keer het synthetisch pyrethroïde werd teruggevonden. In het seizoen 1977 / 1978 werd 28 keer een poging ondernomen. 15 keer werd daadwerkelijk run-off vastgesteld en 13 keer

werd het permethrin teruggevonden. De maximum concentratie die teruggevonden werd was 3517 (cis) + 852 (trans) ng / liter. Dat komt neer op 2,1 g actieve stof per ha (Figuur 5). Als bedacht wordt dat er gespoten werd met 112 g/ha insecticide dan was de maximale emissie door run-off ongeveer 1%. Deze hoeveelheid was overigens nog uitzonderlijk hoog. Alle overige metingen vielen minstens een factor 10 lager uit. Een duidelijke relatie met de momentane neerslaghoeveelheid werd niet gevonden. Vochttoestand van de bodem en moment van bespuiting spelen eveneens een rol bij het ontstaan van run-off.



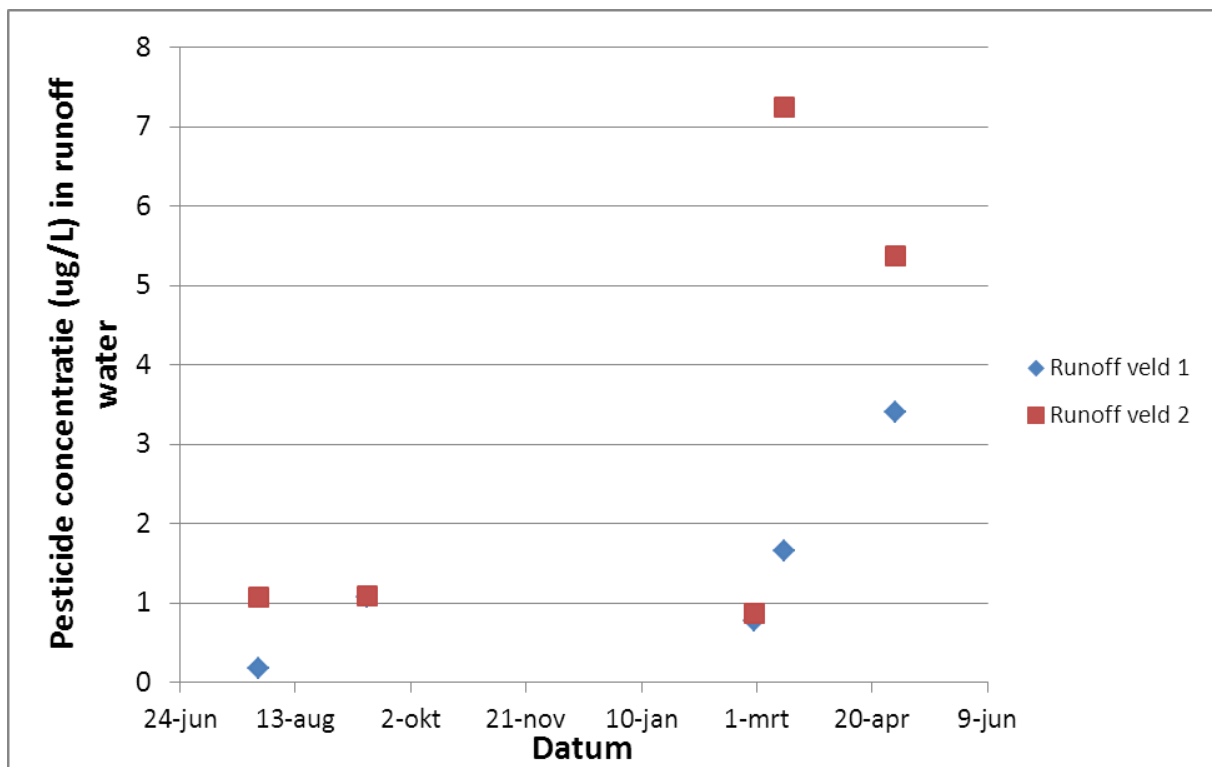
Figuur 5. Relatie tussen neerslag en run-off van permethrin gedurende twee seizoenen in de teelt van katoen (naar Carroll et al., 1981).

De auteurs veronderstellen dat de piekconcentratie die gevonden werd, veroorzaakt werd door overvloedige regenval op de dag zelf, maar ook in de week ervoor, zodat de grond verzadigd was. Bovendien was enkele uren voor de start van de betreffende neerslag periode het insecticide nog gespoten. Onduidelijk is of permethrin vrij in het water kwam of al gebonden was aan sediment deeltjes.

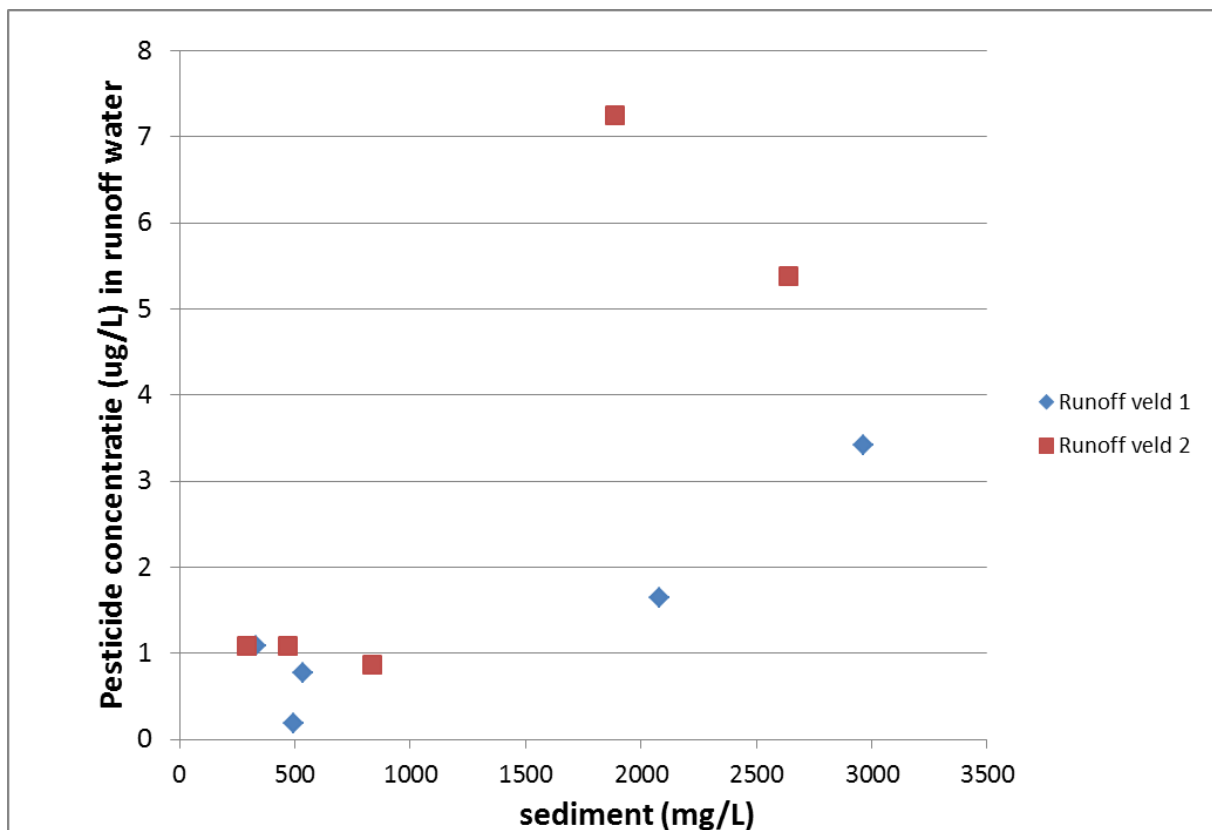
In Bear Creek (83 km lengte) werd de aanwezigheid van DDT en Toxaphene in water gemeten na een verbod op het gebruik van de middelen (Cooper et al., 1987). DDT was niet meer toegepast sinds 1972 en toxapheen niet meer sinds 1976.

Watermonsters werden twee wekelijks tot maandelijks genomen op 5 plaatsen in het rivier systeem, gedurende de jaren 1976 – 1979. Bij twee katoenvelden werd de mate van erosie en run-off bepaald. De hellingshoek was 0.2%. Run-off water werd gemeten met “Parshall flumes” (bijlage 3) uitgerust met water-debiet meet instrumenten.

In het run-off water werd DDT + DDD + DDE + toxapheen gemeten. De grootste hoeveelheden werden gemeten bij maximale grondbewerking en minimale vegetatie (Figuur 6) in maart en april. De maximale gemeten DDT-concentratie was 2.69 µg / L waargenomen in maart 1978, voor toxapheen was dat 4.18 µg/L. Dit waren tevens de momenten waarop in het water van het gesuspendeerde sediment de hoogste concentratie werd gevonden (Figuur 7).

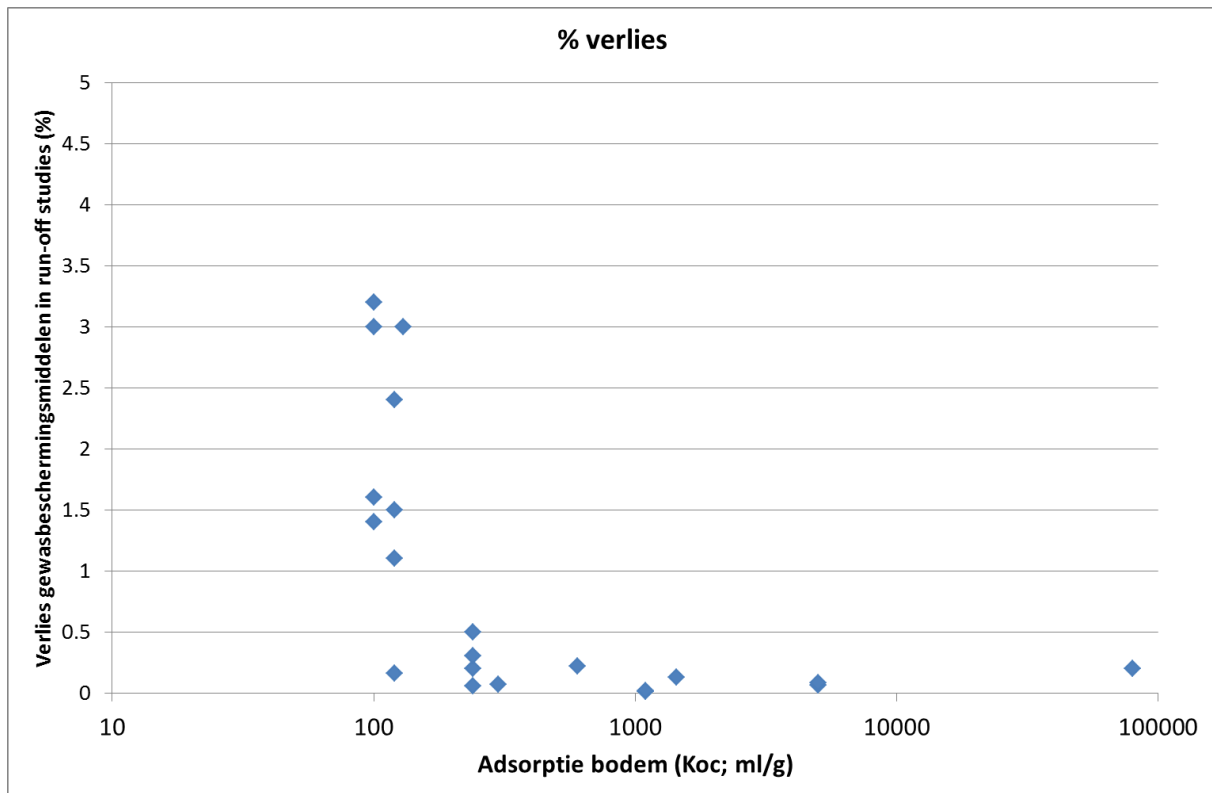


Figuur 6. Concentratie actieve stof (DDT + DDE + DDD + toxapheen) in relatie tot datum van bemonstering (naar Cooper et al., 1987).



Figuur 7. Concentratie van actieve stof (DDT + DDE + DDD + toxapheen) in run-off water in relatie tot de hoeveelheid sediment in het water naar Cooper et al., 1987.

Gepoolde waarnemingen uit de literatuur referenties laten zien dat het verlies van gewasbeschermingsmiddelen via run-off naar het oppervlaktewater voornamelijk voorkomt bij stoffen die minder goed binden aan organische stof (Figuur 8).

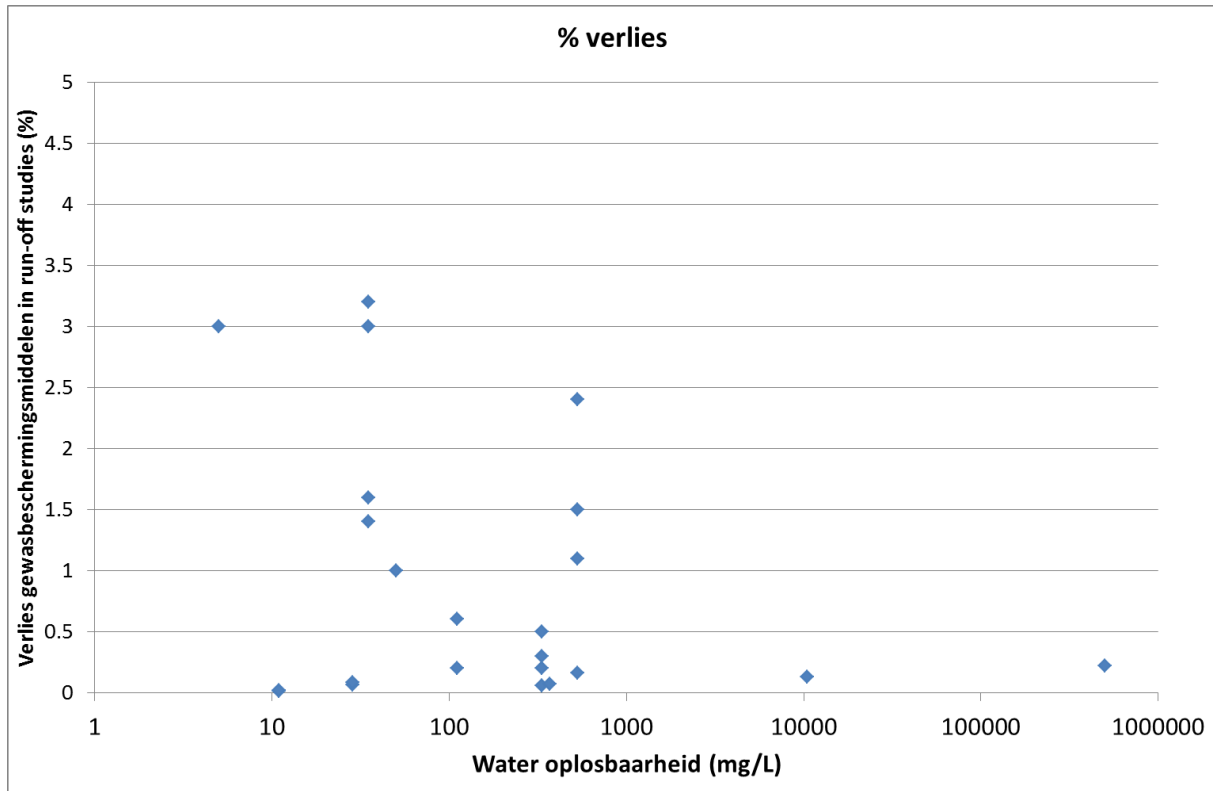


Figuur 8. De relatie tussen de mate van adsorptie aan de bodem en het verlies door oppervlakkige afspoeling. Gepoolde waarnemingen van diverse studies beschreven in deze literatuurstudie.

Concluderend kan gesteld worden dat ook stoffen met een hoge adsorptie coëfficiënt kunnen afspoelen naar het oppervlaktewater via run-off. Echter dit zal vooral gebeuren via afspoeling van sediment.

3.4.2 Wateroplosbaarheid

Worden dezelfde data gebruikt om een relatie vast te stellen met wateroplosbaarheid en emissie, dan blijkt die er niet te zijn (Figuur 9).



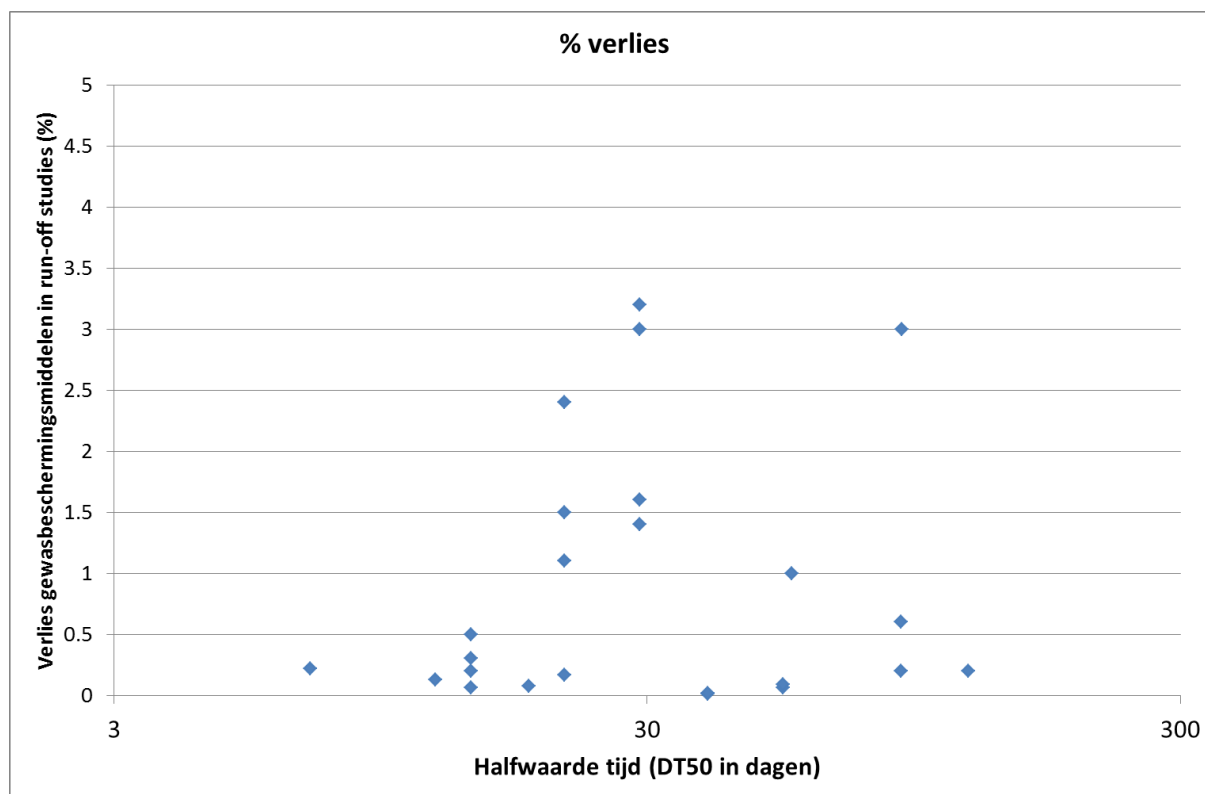
Figuur 9. De relatie tussen de mate van water oplosbaarheid en het verlies door oppervlakkige afspoeling. Gepoolde waarnemingen van diverse studies beschreven in deze literatuurstudie.

Concluderend kan gesteld worden dat wateroplosbaarheid geen sleutelfactor lijkt te zijn voor emissie via run-off van gewasbeschermingsmiddelen.

3.4.3 Halfwaardetijd

Iedere actieve stof wordt in de loop van de tijd afgebroken. Voor sommige stoffen is dat een snel proces. Deze stoffen hebben dan een korte halfwaardetijd (DT50). Andere actieve stoffen worden langzaam afgebroken, zijn dus persistent.

De data uit de literatuur zijn gebruikt om een relatie te vinden tussen halfwaardetijd en emissie (Figuur 10). Een duidelijk relatie tussen emissie van actieve stoffen en de halfwaardetijd lijkt er niet te zijn, bij hogere DT50-waarden. Bij lage DT-50 waarden lijkt het risico op emissie wel relatief klein.



Figuur 10. De relatie tussen de halfwaardetijd van de actieve stof en het verlies door oppervlakkige afspoeling Gepoolde waarnemingen van diverse studies beschreven in deze literatuurstudie.

Concluderend kan gesteld worden dat het risico op emissie van actieve stoffen bij een lage halfwaardetijd (DT50) relatief klein. Bij een hoge DT50-waarde hangt de kans op emissie via run-off voornamelijk af van andere factoren.

3.5 Agronomische factoren

3.5.1 Vegetatie

In onderzoek naar run-off van triazinen en alachloor werd geen verschil waargenomen in de mate van run-off door grondbehandelingen. Hierbij werd gekeken naar teelt op ruggen, geen grondbewerking (zero tillage) en normale grondbewerking (ploegen in de herfst, zaaibedbereiding in de lente en cultivatoren). Patakioutas et al., (2002) vonden dat het percentage run-off van pirimifos-methyl en benalaxyl op een braak perceel 1,4 maal zo hoog was als in een vergelijkbaar perceel, waar aardappelen op werden geteeld.

In een Franse studie is experimenteel gekeken naar de export-coëfficiënt (tabel 5) van 3 herbiciden, glyfosaat, diuron en amitrol op verschillende ondergrond (Blanchoud, 2007). De middelen werden gespoten op de te testen ondergrond (0.25 m²) met een spuitvolume van 10 L/ha. Vijf dagen na de bespuiting werd 33 mm neerslag gemeten, gevolgd door nog eens 14 mm regen 8 dagen na de laatste toepassing. Run-off en infiltratie watermonsters werden op deze beide dagen genomen en geanalyseerd op de aanwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen. Hieruit werd een exportcoëfficiënt berekend. De exportcoëfficiënt is gedefinieerd als het percentage van het toegepaste pesticide dat in de watergang terecht komt. Hierbij maken de auteurs geen onderscheid tussen infiltratie en oppervlakkige afspoeling.

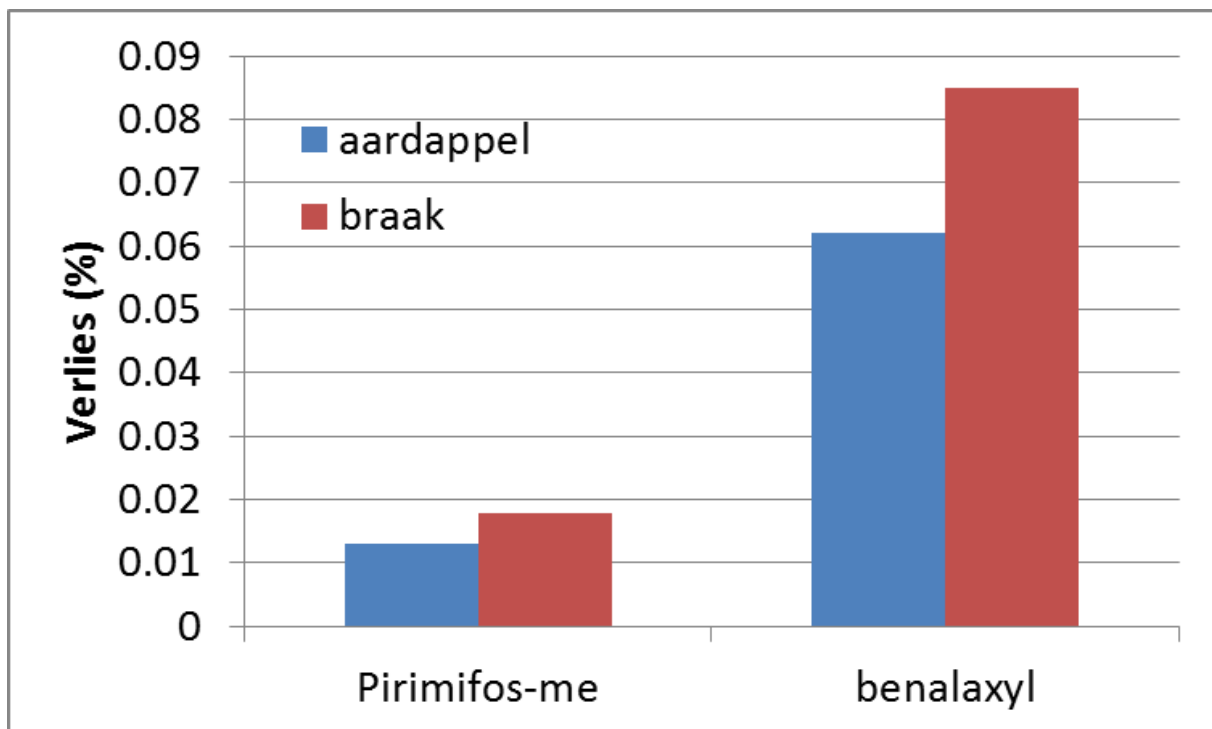
Tabel 5. Run-off plus infiltratie percentages van diuron, amitrol en glyfosaat geschat door middel van experimenten op verschillende ondergronden (naar Blanchoud et al, 2007).

ondergrond	gewasbeschermingsmiddel		
	diuron	amitrol	glyfosaat
gras	4.6 %	1.9 %	2.5 %
grond	2.2 %	0.5 %	0.4 %
compost	0.2 %	5.4 %	0.5 %

De verliespercentages genoemd in Tabel 5 kunnen dus niet alleen toegeschreven worden aan oppervlakkige afspoeling.

In een experiment waarin met glasvezel trays (fibre glass, afmetingen: 2.2 * 1.2 mm) het verschil in run-off tussen 'met en zonder' gewasresten werd vergeleken, bleek dat er geen verlies was aan fluometron en norflurazon als er gewasresten aanwezig waren (Reddy et al., 1994). Op de trays zonder gewas was het verlies respectievelijk 0.4% en 1.6% van de toegepaste hoeveelheid gewasbeschermingsmiddel. De afwezigheid van run-off op trays met gewasresten schrijven de auteurs toe aan verhoogde infiltratie van de neerslag. In een vergelijkbaar experiment werd lactofen gespoten op trays met een mengsel van Italiaans raaigras en klaver en vergeleken met onbeteelde trays. In de onbeteelde situatie was het verliespercentage 3.2% tegen 0.2% van trays waarop een gewas werd geteeld (Reddy et al., 1994).

In een teelt van aardappel op ruggen was de afspoeling van water groter dan afspoeling van een braak perceel, met ongeveer 20 % (Figuur 18). Daar stond tegenover dat de emissie van benalaxyl en pirimifos-methyl ongeveer 25% minder was (Figuur 11), waarschijnlijk als gevolg van interceptie van de middelen door het gewas (Patakioutas, et al; 2002).



Figuur 11. Verlies van gewasbeschermingsmiddelen via oppervlakkige afspoeling in de teelt van aardappelen in vergelijking met braak (naar Patakioutas et al; 2002).

Concluderend kan gesteld worden dat in aanwezigheid van vegetatie de oppervlakkige afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen minder is dan afspoeling van braak percelen. De mate waarin is afhankelijk van de omstandigheden.

3.5.2 Bodemstructuur

Het effect van bodemstructuur op oppervlakkige afspoeling is in de literatuur voor zover was na te gaan beschreven. Aspecten die een rol spelen zijn de storende lagen waardoor het water niet kan wegzakken naar de ondergrond. Verslamping van de grond waardoor de hoeveelheid water die in de bodem kan worden opgenomen verminderd. Hierdoor raakt de bodem sneller met water verzadigd, wat enerzijds de infiltratiecapaciteit vergroot, maar anderzijds geen ruimte laat voor opname van water in de bouwvoor. Bij kerende grondbewerking door ploegen ontstaat vaak onder de bouwvoor een verdichte laag, de ploegzool. De percolatie naar de ondergrond kan hierdoor vertraagd worden. Verwacht mag worden dat bij aanhoudende neerslag perioden het moment van waterverzadiging in die situatie eerder bereikt wordt, dan op goed doorlatende gronden.

3.5.3 Afspoeling in relatie tot grondbewerking.

In Europa is achteruitgang van de bodem door erosie en bodemverdichting één van de belangrijkste problemen die samenhangen met traditionele landbouw (Holland, 2004, ECAF, 2005 in Van der Weide, 2008). Systemen voor conserverende landbouw (CA) verminderen bodemerosie aanzienlijk (>90% voor directe zaai/geen grondbewerking en >60% voor niet kerend grondbewerking) en dragen bij aan een betere oppervlaktewaterkwaliteit door aanzienlijk minder afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen (Towery, 1998; ECAF, 2005 in Van der Weide 2008; Holland, 2004, zie ook Tabel 6). Afyuni et al., (1997) tonen aan dat in een systeem waarbij geen grondbewerking wordt uitgevoerd er minder water afspoelt dan in een systeem waarbij wel grondbewerking wordt uitgevoerd. Het verlies aan herbiciden was respectievelijk 2,2 en 1,2% van de totale toegepaste hoeveelheid herbicide. Dus hoewel er meer water afspoelt in het traditionele grondbewerkingssysteem vinden de auteurs toch minder emissie van herbiciden.

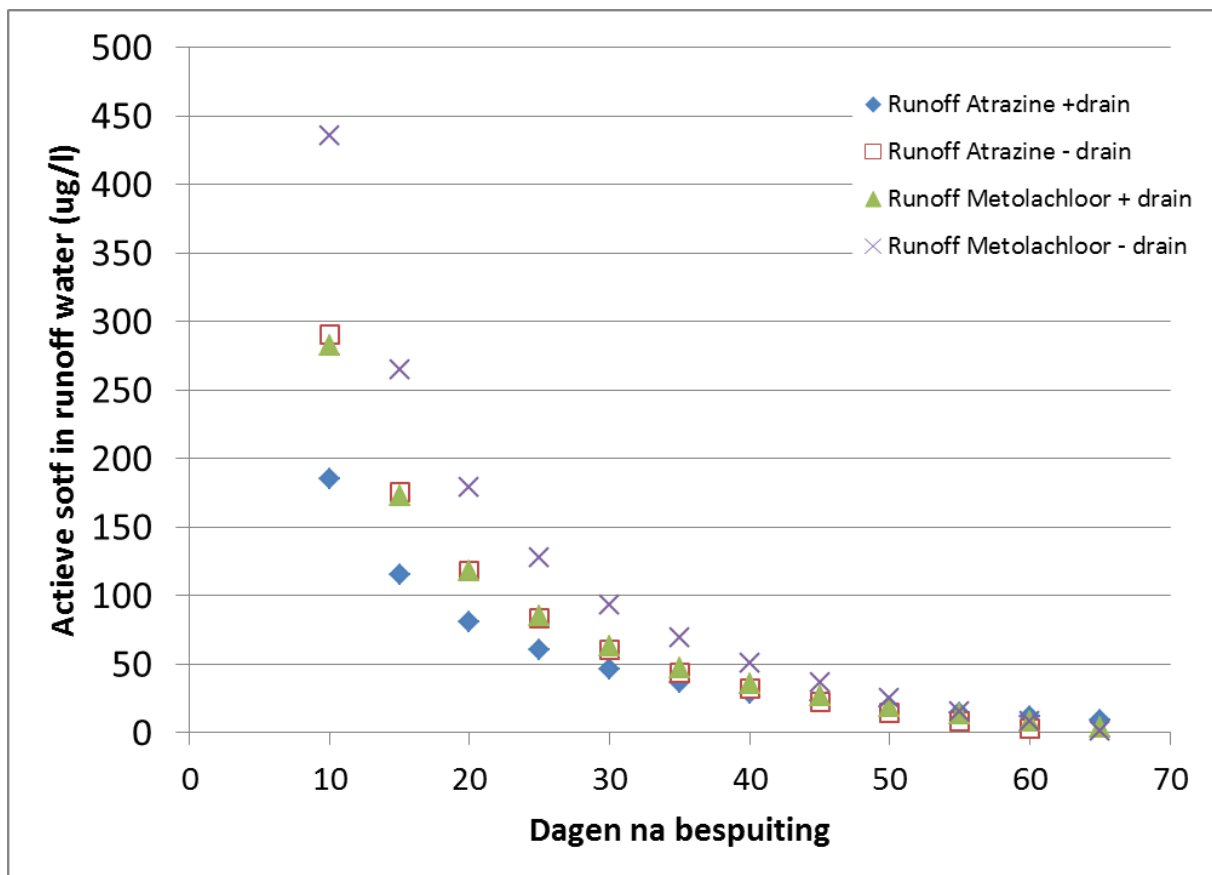
Tabel 6. Effect van grondbewerking op bodemerosie en diffuse verontreiniging van een ziltige kleigrond in Engeland met winterhaver, wintertarwe en winterbonen van 1991 tot 1993 (bron: Jordan et al, 2000 in Holland, 2004 en in Van der Weide et al., 2008).

metingen	ploegen	niet kerend	voordeel t.o.v. ploegen
run-off (l ha ⁻¹)	213,328	110,275	48% reductie
sediment verlies (kg ha ⁻¹)	2045	649	68% reductie
totaal P verlies (kg P ha ⁻¹)	2.2	0.4	81% reductie
beschikbaar P verlies	3×10^{-2}	8×10^{-3}	73% reductie
TON (mg N s ⁻¹)	1.28	0.08	94% reductie
oplosbaar fosfaat (µg P s ⁻¹)	0.72	0.16	78% reductie
isoproturon (µg s ⁻¹)	0.011	Niet waargenomen	100% reductie

Bij hellende percelen waar erosie een rol speelt kan het verlies aan gewasbeschermingsmiddelen, met name herbiciden hoog zijn (Buttle, 1990).

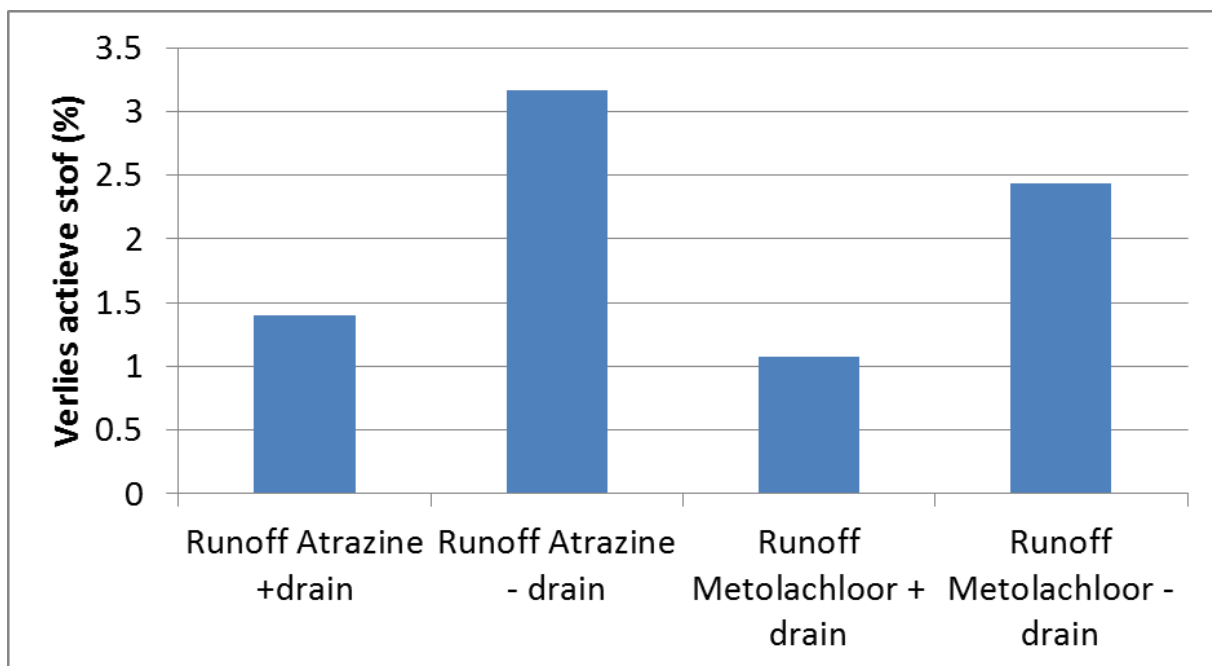
3.5.4 Emissie via run-off in gedraineerde percelen ten opzichte van niet gedraineerde percelen

In onderzoek uitgevoerd in de VS kwam naar voren dat aanleg van drains in de grond, de emissie van atrazine en metalochloor via run-off water verminderden (Southwick et al., 1990). Gedurende het jaar was het volume van het water dat oppervlakkig afspoelde ongeveer 50% lager van een gedraineerd perceel ten opzichte van een vergelijkbaar niet gedraineerd perceel. Dit werd door de auteurs toegeschreven aan de verhoogde capaciteit van infiltratie in de bodem van het regenwater. In dit geval ging het om percelen van 2 tot 4 ha groot gelegen op een klei leem grond met een hellingshoek van maximaal 0.1%. In het onderzoek werden de herbiciden eenmalig toegepast en vervolgens werd het verloop van de concentratie actieve stof in het run-off water gemeten. Van de totale hoeveelheid herbicide in run-off water werd 41-50% gevonden in de eerste 31 dagen na toepassing. In diezelfde periode werd maar 3-4% van de totale run-off gemeten. Curves voor de concentratie van actieve stof in run-off water werden gefit (Figuur 12). Vooral in de eerste dagen na een toepassing blijkt de hoeveelheid actieve stof gemeten in run-off water ongeveer anderhalf maal zo hoog in niet gedraineerde percelen in vergelijking met gedraineerde percelen. Later in het jaar nam het verschil in concentratie van de herbiciden in het run-off water van gedraineerde en niet gedraineerde percelen af.



Figuur 12. Verloop herbiciden concentratie in run-off water gebaseerd op metingen bij percelen met en zonder drainage, (naar Southwick et al., 1990).

De hoeveelheid actieve stof teruggevonden in het run-off water was 1 tot 3% van de toegepaste hoeveelheid herbicide, waarbij emissie hoger was op niet gedraineerde percelen (Figuur 13).



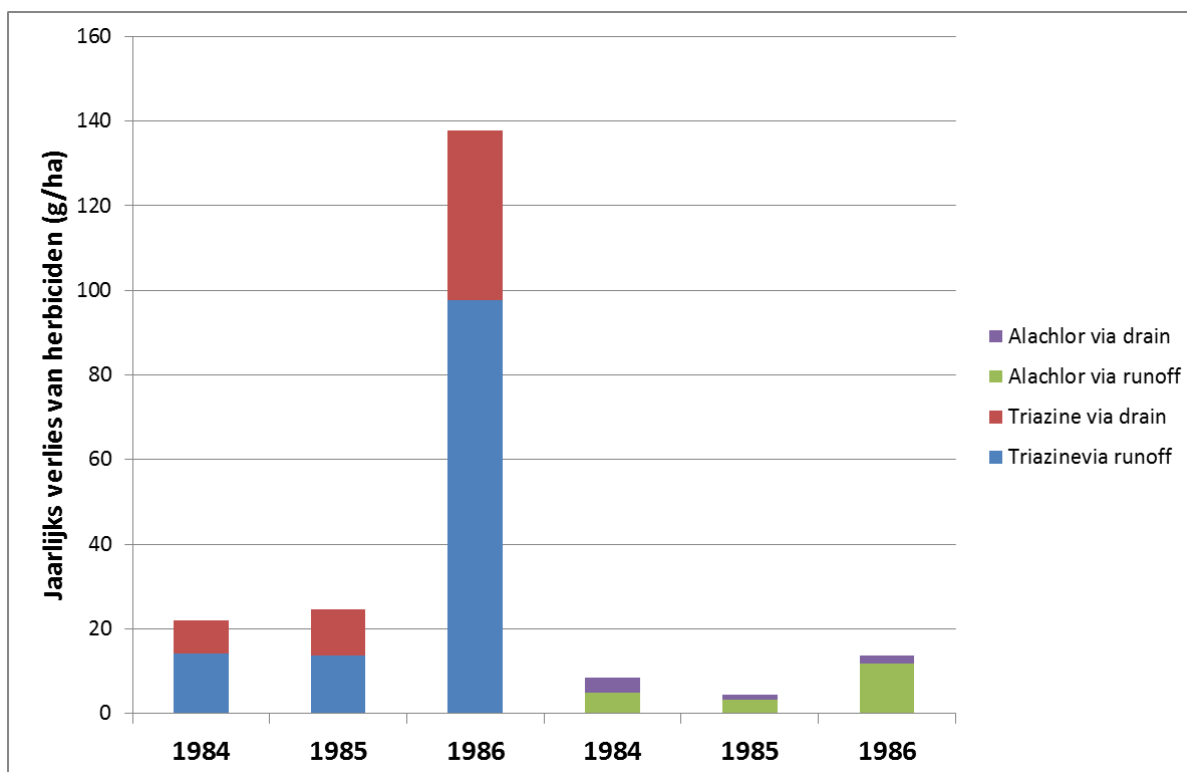
Figuur 13. Verlies van atrazine en metalochloor via oppervlakkige afspoeling op percelen met en zonder drainage (naar Southwick et al., 1990).

Concluderend kan gesteld worden dat het risico op emissie van gewasbeschermingsmiddelen via run-off water afneemt indien een perceel gedraineerd wordt. In de beschreven studie nam het verlies van zowel atrazine als metolachloor met 56% af.

3.5.5 Vergelijking emissie via run-off en via drain

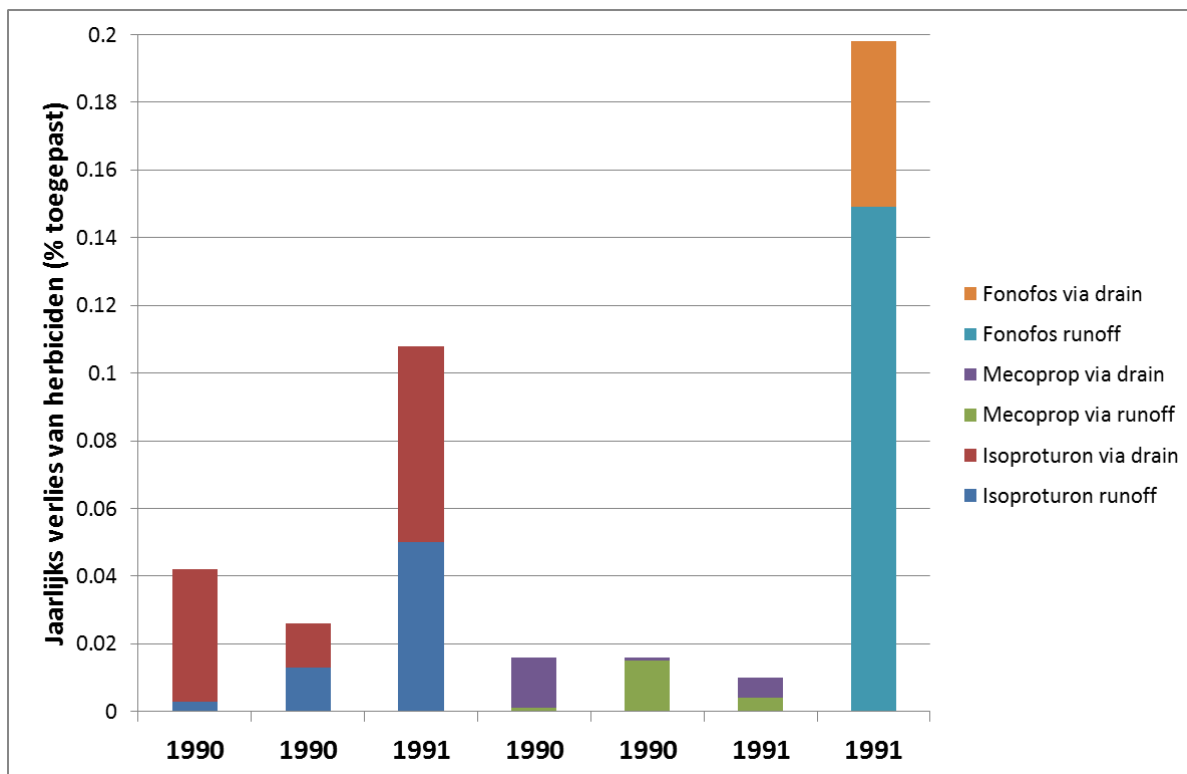
Emissie van gewasbeschermingsmiddelen via water kan verlopen via oppervlakkige afspoeling. Een andere route is emissie via drain water. Een aantal vergelijkende studies werden uitgevoerd.

De bijdrage van emissie van atrazine en alachloor via run-off was groter dan via drain volgens Gaynor et al., (1992; Figuur 14). Voor triazines was de gemiddelde bijdrage over de 3 jaren (1984-1986) 64% via run-off en 36 % via drain; voor alachloor was dat 72% via run-off (Gaynor et al., 1992). De auteurs stellen in de discussie dat de emissie van herbiciden vooral werd bepaald door intensiteit en tijdstip van neerslag in relatie tot het tijdstip van toepassing. Andere factoren zijn daarbij van ondergeschikt belang.



Figuur 14. Verlies van triazine en alachloor via run-off in vergelijking met verlies via drainage (naar Gaynor et al., 1992).

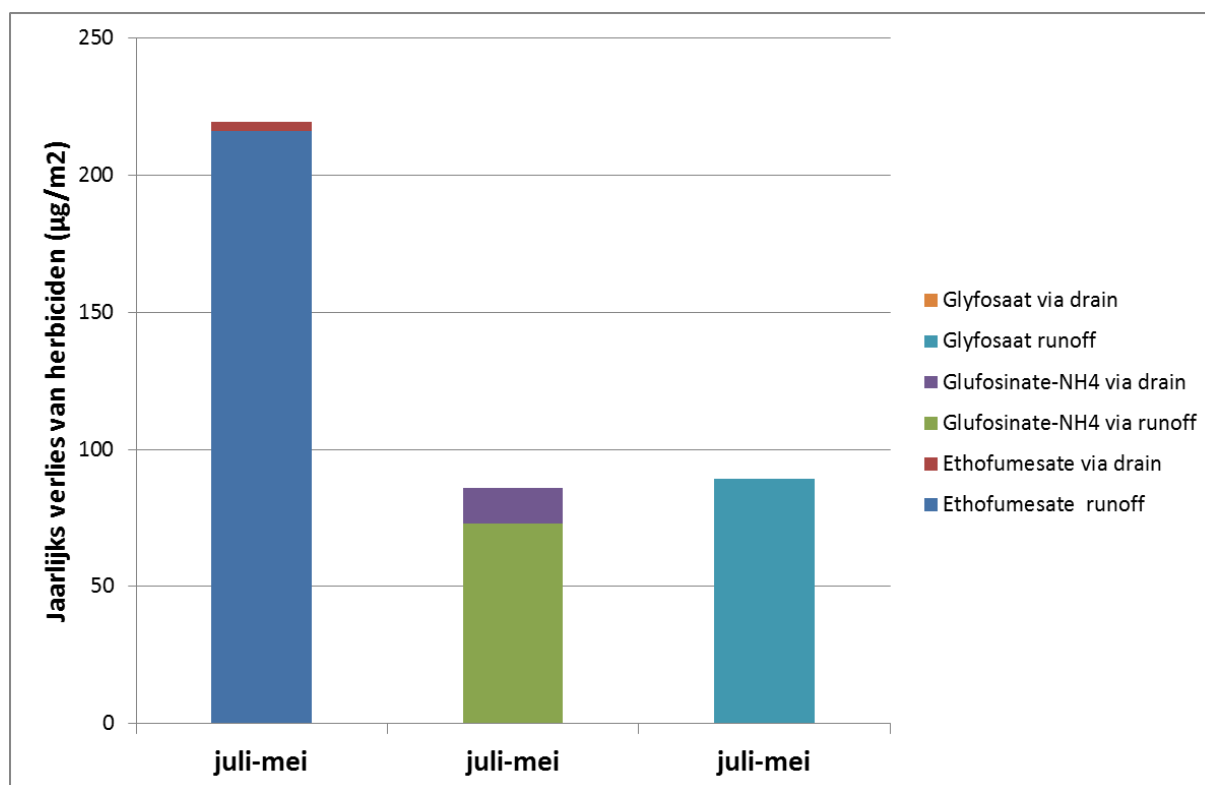
Echter Brown et al (1995) vonden voor isoproturon meer emissie via drain dan via run-off. Bij mecoprop was dit plaats en jaar afhankelijk en voor fonofos werd juist meer emissie via run-off waargenomen. Overigens bleef de totale emissie beperkt tot minder dan 0.2% van de toegepaste hoeveelheid gewasbeschermingsmiddelen (Figuur 15).



Figuur 15. Verlies van isoproturon, mecoprop en fonofos via run-off in vergelijking met verlies via drainage (naar Brown et al., 1995).

In een review stelt Flury (1996) dat transport van gewasbeschermingsmiddelen naar onder de wortelzone tot 5% van de toegepaste hoeveelheid actieve stof kan zijn. In dat geval gaat het dan wel over situaties waarbij zeer veel regenval opgetreden was, kort na toepassing van de gewasbeschermingsmiddelen. Volgens de auteur is het verlies gemiddeld genomen <0.1% - 1% van de toegepaste hoeveelheid gewasbeschermingsmiddel op jaar basis. In zijn algemeenheid liggen de waarden lager dan emissie via run-off. De auteur benoemt een aantal risico factoren voor emissie en de bijbehorende strategieën voor vermindering van emissie risico.

In een Finse studie werd gekeken naar de emissie van 3 herbiciden via run-off en drain. (Siimes, et al., 2006). De proef werd uitgevoerd op een perceel met een hellingshoek van 0.54%. Glyphosaat, glufosinaat-ammonium en ethofumesaat werden toegepast op braak liggende grond. Zowel de hoeveelheid run-off water als drainwater werd gemeten. Het overgrote deel van de emissie naar het oppervlaktewater werd veroorzaakt door oppervlakkige afspoeling (Figuur 16) en niet via drain. Hierbij is echter sprake van een speciale situatie, omdat veel emissie veroorzaakt wordt door smeltende sneeuw in het voorjaar. Een situatie die zich in Nederland minder vaak voordoet. Desalniettemin bleef het verlies voor glyphosaat, glufosinaat-ammonium en ethofumesaat beperkt tot 0.13, 0.22 en 1.0 % van de toegepaste hoeveelheid.



Figuur 16. Verlies aan herbicide via run-off en drain onder Finse omstandigheden naar Siimes et al., 2006.

Concluderend kan gesteld worden dat in de beschreven studies emissie van gewasbeschermingsmiddelen via run-off over het algemeen hoger was dan via drain. De eigenschappen van de stof en de omgevingsfactoren zijn uiteindelijk bepalend of emissie optreedt en welke route het meest van belang is.

3.5.6 Verslemping

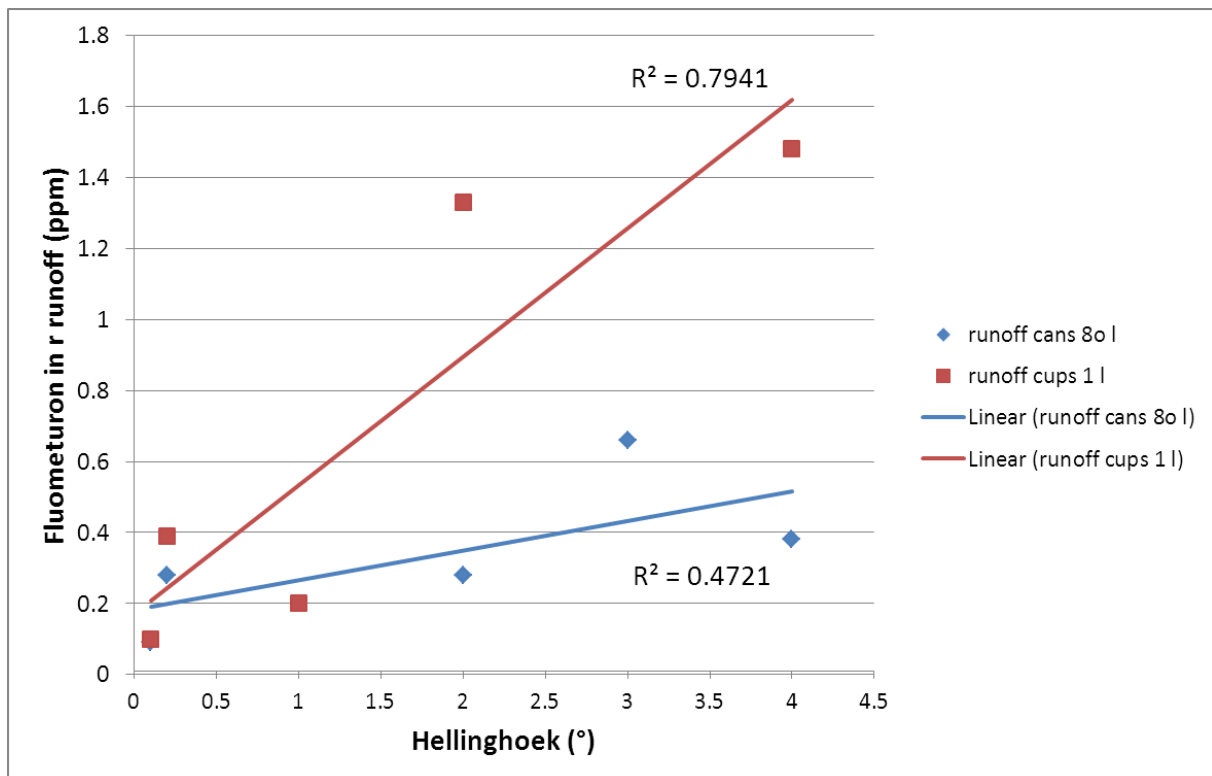
Over verslemping van grond zijn nauwelijks of geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. Aangenomen mag worden dat indien storende lagen aanwezig zijn of sprake is van verslemping dat plasvorming eerder zal optreden. Dat wil zeggen bij lagere neerslaghoeveelheden dan bij goed doorlatende grond.

Concluderend kan gesteld worden dat er te weinig kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn om het effect van verslemping op emissie van gewasbeschermingsmiddelen door run-off vast te stellen.

3.6 Hellingshoek

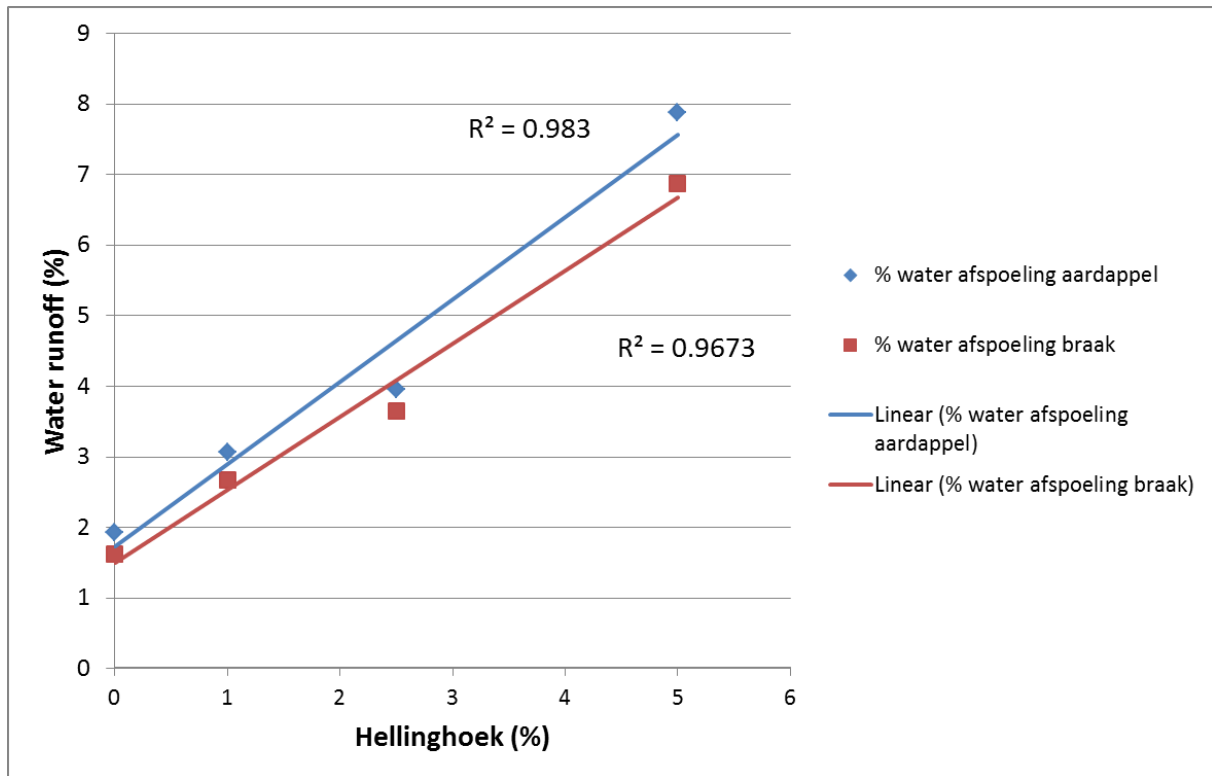
Onder Nederlandse omstandigheden hebben we, met enkele uitzonderingen, nauwelijks te maken met helling van een perceel. Een aantal studies geeft een vergelijking van de mate van oppervlakkige afspoeling van vlakveldspercelen en percelen onder een hellingshoek.

Wiese et al. (1980) werkten met dezelfde methode op verschillende locaties. Hierdoor werd een indicatie verkregen over het effect van de hellingshoek op de concentratie fluometuron in het oppervlaktewater na afspoeling. Globaal genomen nam de concentratie fluometuron in run-off water toe naarmate de hellingshoek van het "perceel" groter was (Figuur 17). De auteurs gebruikten bekertjes die in het veld ingegraven werden, of 80 liter grote vaten, met een opening op grond niveau. Om te voorkomen dat er zand in de bekertjes kwam werd er gebruik van een pingpongbal gemaakt die het gat afsloot. Op deze wijze werd een min of meer rechtlijnig verband waargenomen tussen de concentratie fluometuron in run-off water en de hellingshoek van het perceel. De correlatie coëfficiënt was echter beperkt. Werd het water in 80 liter vaten opgevangen, dan werd een aanzienlijk lagere concentratie van fluometuron gevonden dan bij verzamelen in kleine bekertjes. Mogelijk dat dit verschil veroorzaakt werd door dat de concentratie van het gewasbeschermingsmiddel in het eerste water hoger was en bij grotere waterhoeveelheden een verdunningseffect optrad.



Figuur 17. Concentratie fluometuron in run-off water in relatie tot de hellingshoek (naar Wiese et al., 1980).

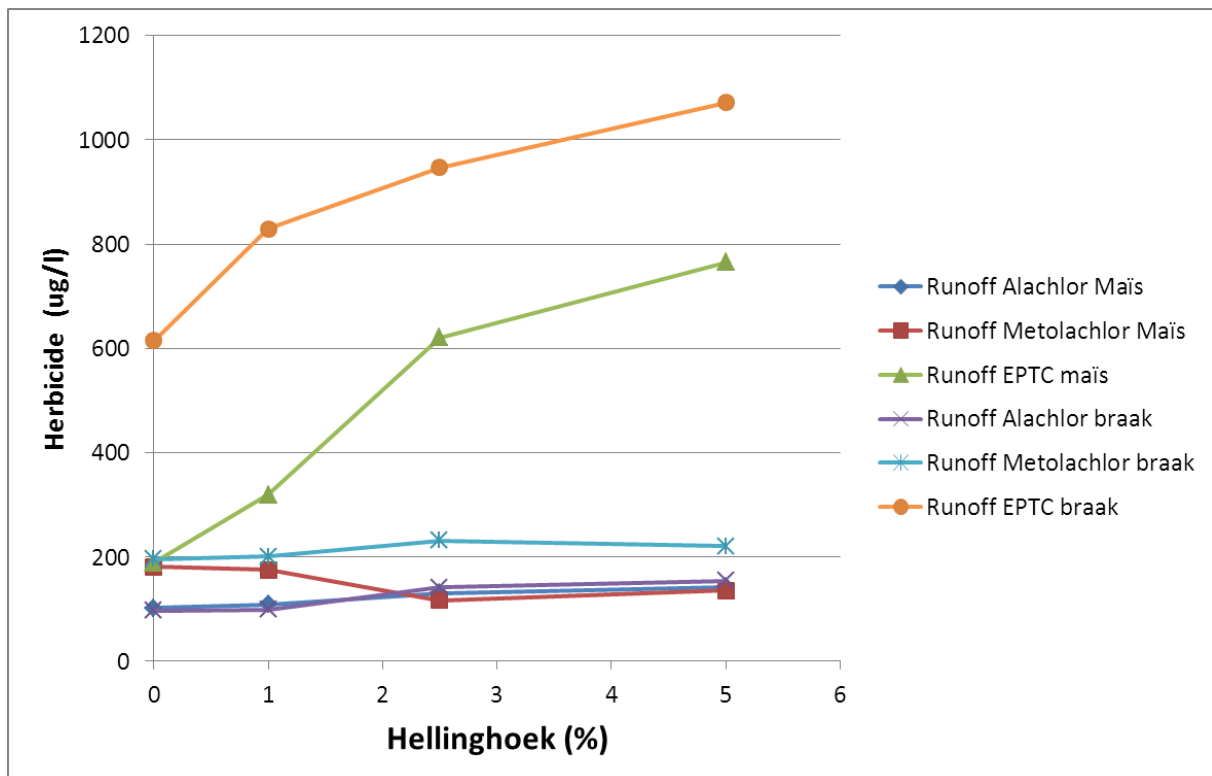
Volgens Patakioutas et al. (2002) is de hoeveelheid water die afstroomt, als gevolg van overvloedige neerslag, een lineair verband met de hellingshoek van het perceel. De hoeveelheid water die van het perceel spoelde werd in dit geval niet beïnvloed door de vegetatie. Bij de aardappelen spoelde zelfs iets meer water af dan bij het braak perceel. Mogelijk dat dit veroorzaakt wordt door ruggen waarop aardappels geteeld worden.



Figuur 18. Run-off van water als percentage van de totale hoeveelheid neerslag; onder invloed van de helling van het perceel (naar Patakioutas et al., 2002).

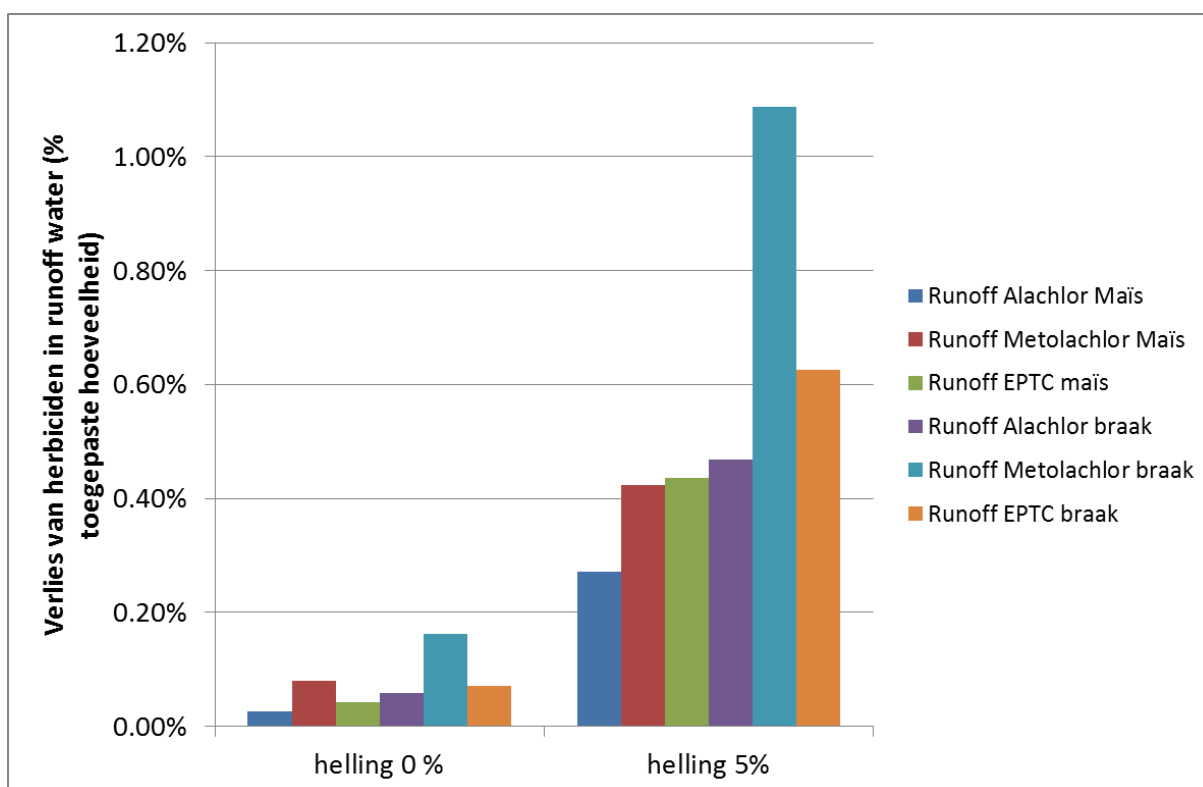
Patakioutas & Albanis (2004) hebben gekeken naar run-off van 3 herbiciden in water in relatie tot hellingshoek en vegetatie. Voor ETPC geldt dat de concentratie in water toeneemt met de hellingshoek van het perceel, en dat de concentratie lager is als er een gewas geteeld in vergelijking met braakland (Figuur 19). Voor zowel alachloor als metolachloor wordt de gevonden concentratie in het run-off water niet beïnvloed door de helling van het perceel. De hoeveelheid water die afspoelt bij een vlak onbeteeld veld was in totaal 17 mm (3,8% van de neerslag) en in een met mais beteeld veld 18.9 mm (4.1% van de neerslag). Bij een hellingshoek van 5% was dat bijna 4 keer zoveel.

De hoeveelheid neerslag die nodig was voor run-off varieerde door het seizoen en werd bepaald door eerdere neerslaghoeveelheden en de daarmee gepaard gaande vochttoestand van de grond.



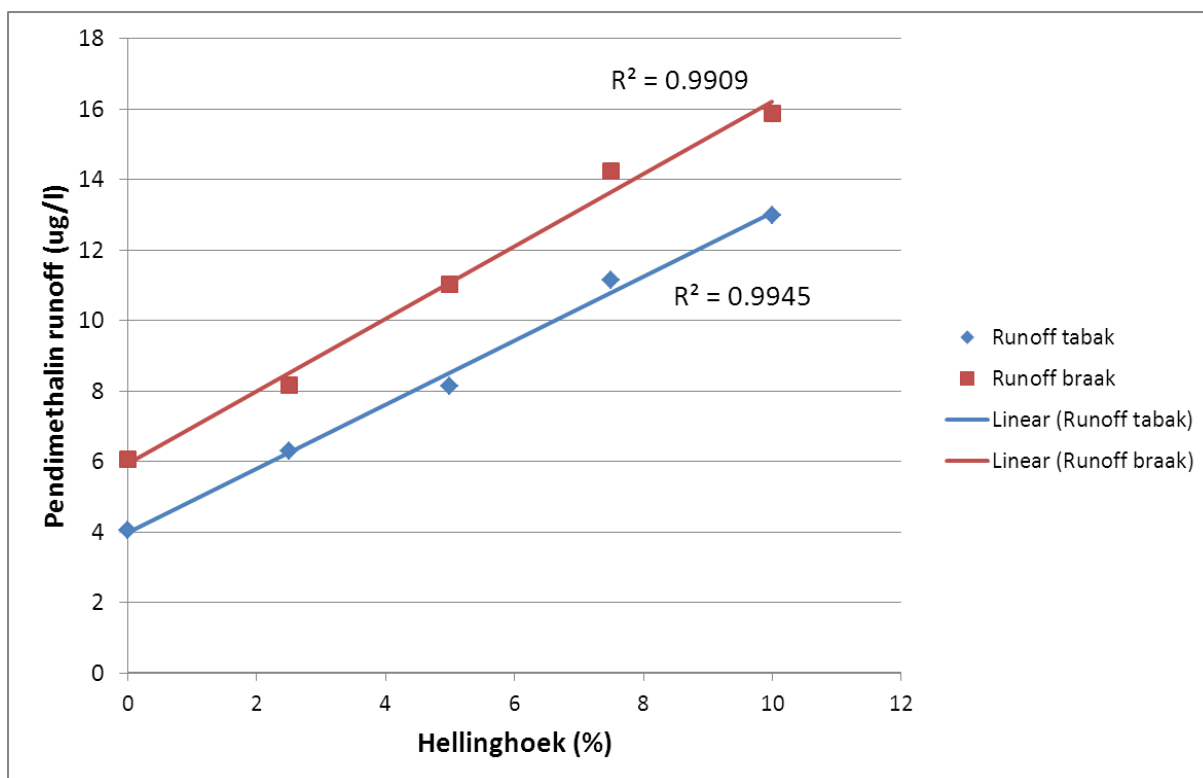
Figuur 19. Concentratie herbiciden in run-off water in afhankelijkheid van de hellingshoek en de vegetatie bij de 2^e run-off event (naar Patakioutas & Albanis, 2004).

Het verlies van actieve stof via run-off water werd bepaald door het gebruikte herbicide, de helling van het perceel en de vegetatie (Figuur 20). Metolachloor werd teruggevonden in de hoogste concentratie. Van de drie getoetste gewasbeschermingsmiddelen heeft deze ook de hoogste oplosbaarheid in water, wat mogelijk een deel van het effect verklaart. Aan de andere kant concluderen Reddy et al. (1994) dat een hoge wateroplosbaarheid van een gewasbeschermingsmiddel leidt tot meer percolatie en daarmee minder risico op emissie via run-off. De auteurs stellen dat in dat geval minder van het middel aan de oppervlakte blijft, wat er voor zorgt dat er minder middel beschikbaar is voor afspoeling.

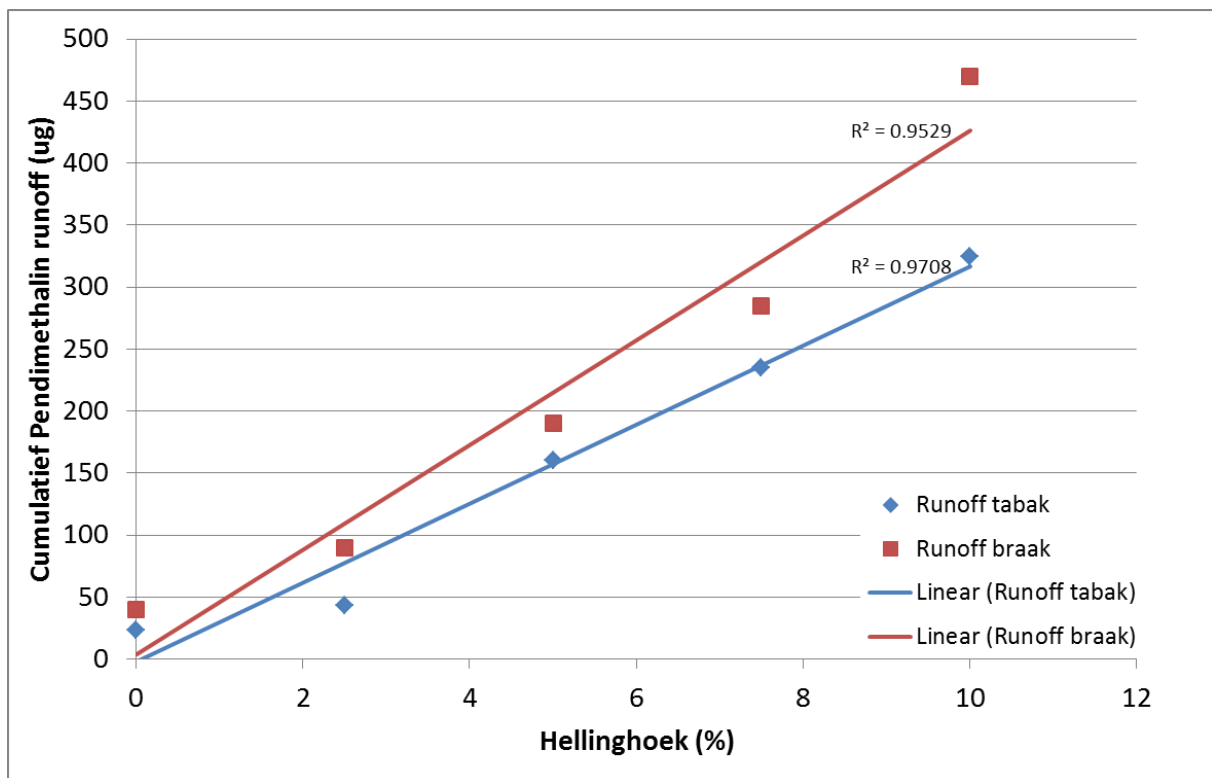


Figuur 20. Verlies van 3 herbiciden via run-off water als percentage van de toegepaste hoeveelheid actieve stof in functie van hellingshoek en vegetatie (naar Patakioutas & Albanis, 2004).

Triantafyllidis et al., 2009 hebben gekeken naar run-off van pendimethalin in water in relatie tot hellingshoek en vegetatie. De hoogste concentratie pendimethalin werd gevonden bij het tweede afspoel event. Naarmate de helling groter was, was de concentratie pendimethalin in het run-off water hoger (Figuur 21). Hierbij werd een rechtlijnig verband gevonden tussen de concentratie pendimethalin in het water en de hellingshoek. Verder bleek dat de hoeveelheid water die afspoelde eveneens toenam met de helling. Daarnaast bleek dat een herbicide gespoten op braak land meer afspoelde via run-off water dan op beteeld land, in dit geval met tabak, echter was dit effect niet significant. Het verlies aan herbicide via run-off was beperkt tot maximaal 0,1 % bij een 10% helling en 10 maal zo weinig in de vlakveldssituatie; dus 0,01%. Figuur 22 geeft het cumulatieve verlies van pendimethalin in relatie tot hellingshoek en vegetatie. De auteurs beschrijven ook de aanwezigheid van pendimethalin in de bodem in de tijd, dit is verder buiten beschouwing gelaten.



Figuur 21. Concentratie pendimethalin in run-off water 48 dagen na bespuiting in relatie tot helling van het perceel en de aanwezigheid van vegetatie (naar Triantafyllidis et al., 2009).



Figuur 22. Cumulatief pendimethalin verlies via run-off water in relatie tot helling van het perceel en de aanwezigheid van vegetatie (naar Triantafyllidis et al., 2009).

Concluderend kan gesteld worden dat emissie toeneemt naarmate de hellingshoek groter is. In de beschreven studie werd emissie via run-off ook waargenomen bij vlakveldsituaties of nagenoeg vlakveldsituatie.

3.7 Conclusies

Afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen komt ook voor op vlakveldspcelen. Variabelen die run-off van gewasbeschermingsmiddelen via oppervlakkige afspoeling bepalen zijn:

- Tijdsduur tussen neerslag en de laatste bespuiting;
 - Bij gelijkblijvende omstandigheden in principe een exponentiële afname van de emissie van actieve stof naar het oppervlaktewater in de tijd.
- Neerslaghoeveelheid
 - Emissie risico neemt toe met hoeveelheid neerslag; alleen run-off bij extreme neerslag
- Hellingshoek van het perceel; in Nederland nagenoeg 0%
 - De concentratie van de afgespoelde stof neemt rechtlijnig toe met de hellingshoek; waarbij onderscheid moet worden gemaakt naar de actieve stof
- De mate van vegetatie op het land
 - Meer vegetatie leidt tot minder afspoeling
 - Ook de aanwezigheid van gewasresten beperkt de mate van afspoeling
- De intensiteit en duur van de neerslag
 - Kans op afspoeling als de intensiteit de infiltratiecapaciteit overstijgt (zie ook hoofdstuk 5)
- Het bodemvochtigheidsniveau op het moment van neerslag
 - In natte grond neemt de infiltratiecapaciteit toe
 - In natte grond neemt het waterbergend vermogen af
 - Verslapping of compactie van de grond reduceren het waterbergend vermogen
- De chemische en fysische eigenschappen van het gewasbeschermingsmiddel zelf.
 - De adsorptie coëfficiënt bepaalt de mate waarin het pesticide aan de grond wordt geadsorbeerd (Koc). Hoge Koc weinig kans op afspoeling, tenzij via gronddeeltjes (erosie)
 - De oplosbaarheid van een middel is mede bepalend voor de mate waarin deze kan afspoelen of door de grond naar beneden percoleren
 - Afbraaksnelheid van het gewasbeschermingsmiddel (DT50)
- Factoren die residuen gewasbeschermingsmiddelen in water bepalen

Uit een review naar run-off van gewasbeschermingsmiddelen uit de jaren 1976-1980 kwamen 4 algemene stellingen naar voren, zoals verwoord door Burgoa en Wauchope (1995) :

1. Run-off bedraagt maximaal 5% van de hoeveelheid toegepast middel, zelfs in de slechtste omstandigheden.
2. Storm – timing (definitie niet gegeven) is een kritische factor die run-off bepaalt. Gewasbeschermingsmiddelen op het blad en op de grond vormen het grootste risico om afgespoeld te worden, tegelijkertijd worden de gewasbeschermingsmiddelen op deze plaatsen het snelste afgebroken als gevolg van weersomstandigheden.
3. De plaatsing van de gewasbeschermingsmiddelen en de formulering bepaalt ook het risico op run-off. Hierbij is toepassing in de grond het minst risicovol, gevolgd door toepassing op de grond. Toepassing op het gewas is het meest risicovol als het gaat om run-off naar oppervlaktewater.
4. De meerderheid van gewasbeschermingsmiddelen verlies is via afstromend water en niet via grondgebonden erosie of sediment.

4 Modellen voor afspoeling

Gewasbeschermingsmiddelen kunnen onbedoeld in het omliggende milieu terecht komen. Ze kunnen de sloot in waaien, of na een regenbui van het gewas en de bodem afspoelen. Daarnaast kan puntbelasting optreden. Dat kan leiden tot schade aan het milieu. Het RIVM heeft een protocol voor risico beoordeling (<http://www.rivm.nl/rvs/stofprod/bestrijd/>). RIVM, maar deze is gericht op risico voor de mens en beschrijft niet kwantitatief de emissie-routes. In dit hoofdstuk worden een aantal factoren benoemd die het afspoelen van gewasbeschermingsmiddelen beïnvloeden en een aantal modellen besproken die afspoeling kwantificeren..

4.1 Oppervlakkige afspoeling

Oppervlakkige afspoeling kan bestudeerd worden op veld niveau en op regio niveau (catchment). Op regio niveau is de samenhang (connectivity) tussen velden en het hydraulisch netwerk de belangrijkste factor die het transport van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater bepaalt (Wohlfahrt, et al., 2010). Voor elk veld kan uitgerekend worden welke bijdrage deze potentieel levert aan de afspoeling van water naar het hydrologisch netwerk. De ruimtelijke structuur van het land en de waterlopen in samenhang met de mate van saturatie van de grond bepalen het risico op afspoelen van water naar het oppervlaktewater. De resultaten kunnen weergegeven worden in de vorm van risico kaarten voor het bestudeerde gebied (Wohlfahrt, et al., 2010).

4.1.1 Factoren die afstroming bepalen

Infiltratie capaciteit, bepaalt mede de kans op afspoeling. De infiltratiecapaciteit is nauwelijks gerelateerd aan grondsoort, maar aan bodemgebruik (Deneer & Beltman, 2009). De bergingscapaciteit van een bodem neemt af naarmate er meer verslemping optreedt. Daarnaast speelt het gewas dat geteeld wordt een rol bij de infiltratie. Afhankelijk van het gewas, en het ontwikkelingsstadium wordt er meer of minder water verdampt. De potentiële gewasverdamping is het resultaat van de referentie gewasverdamping vermenigvuldigt met de betreffende gewasfactor:

$$E_p = E_r * GF$$

E_p = Potentiele gewasverdamping

E_r = Referentie gewasverdamping (Makkink, 1960)

GF = gewasfactor

In deze situatie wordt uitgegaan van optimale groei. Onder suboptimale omstandigheden neemt de E_p af. In potentie neemt daarmee het neerslagoverschot toe (Meinardi et al., 1998). Voor een gemiddelde meteorologische situatie zijn waarden voor de verwachte reductie van de verdamping opgenomen in de HELP-tabellen (Werkgroep HELP-Tabel, 1987). Daarmee kan de actuele verdamping (E_a) worden berekend voor de diverse landbouwgewassen (Meinardi et al., 1998).

$$I_a = (P - E_a).$$

I_a = werkelijke grondwater aanvulling = nuttige neerslag

P = neerslag

E_a = actuele verdamping

Het grootste deel van de neerslag overschot zal ten goede komen aan de aanvulling van het grondwater, de zogenaamde nuttige neerslag (Meinardi et al., 1998).

Het verschil tussen I_a (werkelijke aanvulling) en I_p (potentieel neerslagoverschot) bedraagt gemiddeld 50 mm.a⁻¹ (Meinardi et al., 1998). Voor een lichte zandgrond, te Venhorst $I_a = 290$ mm.a⁻¹ en $I_p = 240$ mm.a⁻¹.

In gebieden met lage Gt (grondwater trap; laag = kwel situatie) of met een slecht doorlatende laag in de ondiepe bodem (bijvoorbeeld de keileem in Drenthe) is de naar beneden gerichte percolatie volgens de ³H-metingen vaak (veel) kleiner dan het neerslagoverschot of zelfs afwezig (Tabel 7). Een deel van de neerslag zal oppervlakkig afstromen (drainage + run-off) en dus niet het grondwater aanvullen (Meinardi, et al, 1998).

Conclusie: In hoogveengebieden is de aanvulling van het grondwater gering door het optreden van een hoge evapotranspiratie en door open water verdamping (Meinardi, et al., 1999).

Tabel 7. Schatting van de oppervlakkige afvoer in de zandgebieden op basis van de Gt

Gt	I	II	III	III.	IV	V	V'	VI	VII	VII'
GHG	<25	<25	<25	25-40	40-80	<25	25-40	40-80	80-140	140-200
GLG	<50	50-80	80-120	80-120	80-120	120-160	120-160	120-160	160-220	220-280
sf	100%	100%	50%	25%	0%	50%	25%	0%	0%	0%
bf	0%	0%	50%	75%	100%	50%	75%	100%	100%	100%

GHG = gemiddelde hoogste en GLG = gemiddelde laagste grondwaterstand (in cm onder maaiveld); sf = oppervlakkige afvoercomponenten (overland flow en interflow, drainage) en bf = basisafvoer (grondwater) (sf en bf in % van het neerslagoverschot).

Met SWAP kunnen debieten worden berekend en daarmee de run-off (Deneer & Beltman, 2009).

4.1.2 Vochtbalans

Run-off ontstaat door een overschot aan neerslag, dat niet snel genoeg kan worden afgevoerd, bijvoorbeeld naar de ondergrond of via gewasverdamping. In het project 'Beregenen op maat' wordt gerekend met een vochtbalans (Informatiemap Beregenen op maat, 1998), om te berekenen of irrigatie nodig is als gevolg van een neerslagtekort:

$$V(t) = V(t-1) + N + B + C - P - E$$

V(t)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t (vandaag)
V(t-1)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t-1 (gisteren)
N	= neerslag
B	= beregening
C	= capillaire nalevering
P	= percolatie
E	= gewasverdamping

Dit is een versimpelde weergave van de werkelijkheid, gemeten op dagbasis. De vochtbalans kan ook als volgt geschreven worden:

$$V(t) = V(t-1) + P + B + C - I_a - E_a$$

V(t)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t (vandaag)
V(t-1)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t-1 (gisteren)
P	= neerslag (precipitation)
B	= beregening
C	= capillaire nalevering
I _a	= percolatie (werkelijke grondwater aanvulling)
E _a	= gewasverdamping (actueel)

In de formule wordt geen rekening gehouden met oppervlakkige afspoeling. In situaties van droogte, waarvoor de beregeningsplanner bedoeld is zal de oppervlakkige afspoeling (Q) geen rol spelen. In de situatie waarbij sprake is van neerslagoverschot zal Q mogelijk wel een rol spelen:

$$V(t) = V(t-1) + P + B + C - I_a - E_a - Q$$

V(t)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t (vandaag)
V(t-1)	= beschikbare hoeveelheid water in de wortelzone op dag t-1 (gisteren)
P	= neerslag (precipitation)
B	= beregening
C	= capillaire nalevering
I _a	= percolatie (werkelijke grondwater aanvulling)
E _a	= gewasverdamping (actueel)
Q	= Run-off (via drainage en oppervlakkige afspoeling).

In principe zou een beregeningsplanner gebruikt kunnen worden om voor de lokale situatie de kans op run-off te bepalen.

4.1.3 Infiltratie capaciteit

Mein & Larson (1973) beschrijven een infiltratie capaciteit voor constante regenval. Deze is afhankelijk van de neerslagintensiteit, het bodemvochtigheidsdeficit, de capillaire zuiging, de verzadiging en de cumulatieve infiltratie sinds de start van de neerslag (event).

Morel-Seytoux (1978) beschrijft de infiltratie capaciteit voor variabele regenval situaties. Het model maakt geen gebruik van vochtprofiel van de grond. Met het model kan het moment van plasvorming volgens de auteurs goed voorspeld worden. Plasvorming is een voorwaarde voor oppervlakkige afspoeling.

4.1.4 Hellingshoek

De hellinghoek van een perceel bepaalt mede de maaiveld berging (Stolte et al., 2000). Voor deze studie is de factor hellinghoek niet van belang, omdat uitgegaan wordt van niet hellende percelen.

4.1.5 Ruggen

Aardappelen worden op ruggen verbouwd. Ruggen nemen over het algemeen slecht water op. Bij veel neerslag in korte tijd zal het gevallen water afspoelen van de ruggen naar de dalen (fallow). De oppervlakte waarover het water in de bodem kan infiltreren neemt daarmee sterk af. Kwantitatieve gegevens zijn niet beschikbaar. Aangenomen mag worden dat de infiltratiecapaciteit in de ruggenteelt afneemt ten opzicht van de vlakveldsteelt. Onderzocht zou moeten worden met welke factor de infiltratiecapaciteit afneemt, en daarmee het risico op afspoelen toeneemt.

4.2 Model SFIL

In Duitsland wordt SFIL model gebruikt voor de indicatie van risico op run-off. SFIL staat voor "Simplified Formula for In direct loadings caused by runoff". Het model voorspelt de hoeveelheid gewasbeschermingsmiddelen in run-off water (Berenzen et al., 2005). Het SFIL model is vervolgens aangepast om de emissie van gewasbeschermingsmiddelen in een stroomgebied (catchment) te kunnen voorspellen:

$$L\%_{\text{run-off}} = (Q/P) * f * e^{(-3(\ln 2)/DT_{50\text{soil}})} * (100 / (1 + K_d))$$

$L\%_{\text{run-off}}$ = Percentage van de toegepaste dosering dat in run-off water aanwezig is in oplossing.

Q = Run-off hoeveelheid (mm)

P = neerslag (mm)

f = correctie factor $f_1 * f_2 * f_3$ (-)

f_1 = hellingsfactor = $0.02153 * \text{helling} + 0.0001423 * \text{helling}^2$ (l helling < 20%)

f_2 = gewas interceptie factor = $PI / 100$

f_3 = buffer zone factor $f_3 = 0.83^{WBZ}$

$DT_{50\text{soil}}$ = half waarde tijd voor actieve stof in grond (dagen)

K_d = ratio van oplosbaar ten opzichte van geadsorbeerd actieve stof (-)

K_{OC} = adsorptie coëfficiënt van actieve stof aan organische stof ($l\text{ kg}^{-1}$)

% OC = organische stof gehalte van de grond (%).

Zand:

$$Q = -0.016427 - 0.011377 * P + 0.0026284 * P^2 - 5.8464 * 10^{-6} * P^3$$

Leem:

$$Q = -0.061108 - 0.041626 * P + 0.0040395 * P^2 - 9.0361 * 10^{-6} * P^3$$

De factoren die benoemd staan zijn bepalend voor de afspoeling. Echter als het model doorgerekend wordt

bij een hellingshoek van 0.0% dan is er per definitie geen sprake van afspoeling. Dat strookt echter niet met de werkelijkheid. Het SFIL model (Berenzen et al., 2005) is dus niet zonder meer van toepassing op de Nederlandse situatie.

De PI wordt gedefinieerd als % interceptie van neerslag door het gewas. In het SIFL-model is dit een statische factor, maar in werkelijkheid hangt dit in sterke mate af van het bladoppervlak van het gewas (LAI) en de neerslaghoeveelheid.

Omdat van de meeste stoffen de Koc en DT50 bekend zijn, kan het model wel de actieve stoffen met de grootste kans op afspoeling berekenen.

4.3 Emissie balans gewasbeschermingsmiddelen

In een statische situatie, de flux (f) van toegepaste gewasbeschermingsmiddelen wordt bepaald door de export (e) naar oppervlakte- en (grond) water, en door de flux van afbraak van het middel (d) in de grond (Blanchoud et al, 2007). Als C the gemiddelde concentratie van de actieve stof in drain of run-off water is dan de balans kan worden beschreven als:

$$F = Q \cdot C + (C \cdot Koc \cdot Soc \cdot \ln 2) \cdot \tau$$

Q = de gemiddelde jaarlijkse run-off

τ = halfwaardetijd van de actieve stof in de grond en

Koc = is de adsorptiecoëfficiënt van de actieve stof aan organische stof in de grond (Soc).

Uit deze formule kan een export coëfficiënt worden berekend:

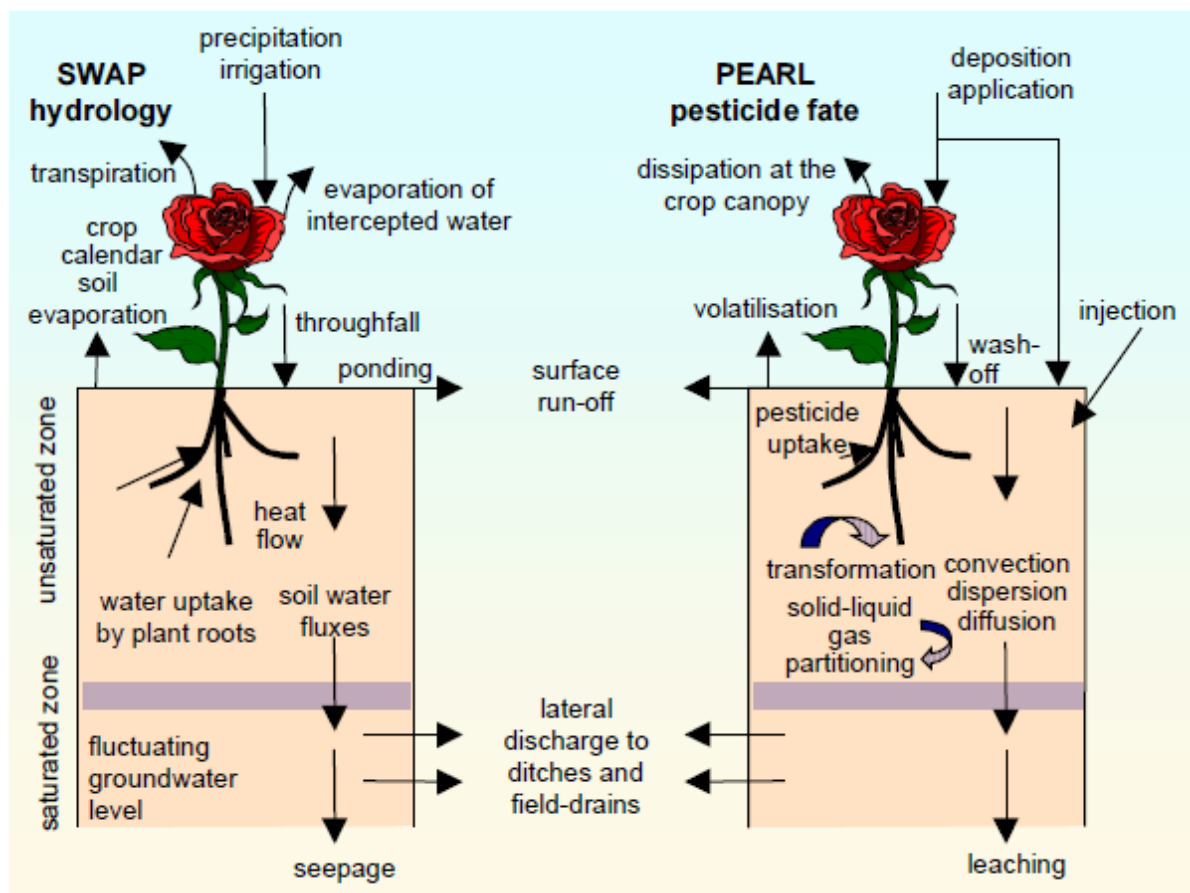
$$\text{Export coëfficiënt} = Q \cdot C / F = 1 / (1 + Koc \cdot Soc \cdot \ln 2) / (s \cdot Q)$$

In dit model wordt de emissie (export) van gewasbeschermingsmiddelen voor een groot deel bepaald door de eigenschappen van de stoffen. Voor gewasbeschermingsmiddelen zijn Koc, Soc en τ bekend. Per middel kan daarmee een potentieel risico op emissie naar oppervlaktewater worden berekend, ongeacht de omgevingsfactoren.

4.4 PEARL/GeoPEARL

PEARL is het Nederlandse model voor berekening van uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen naar grondwater en naar oppervlaktewater. PEARL wordt gebruikt in de Nederlandse en de EU toelatingsbeoordeling. GeoPEARL is een uitbreiding van PEARL naar een ruimtelijk verdeeld model. GeoPEARL wordt gebruikt in de Nederlandse toelatingsbeoordeling.

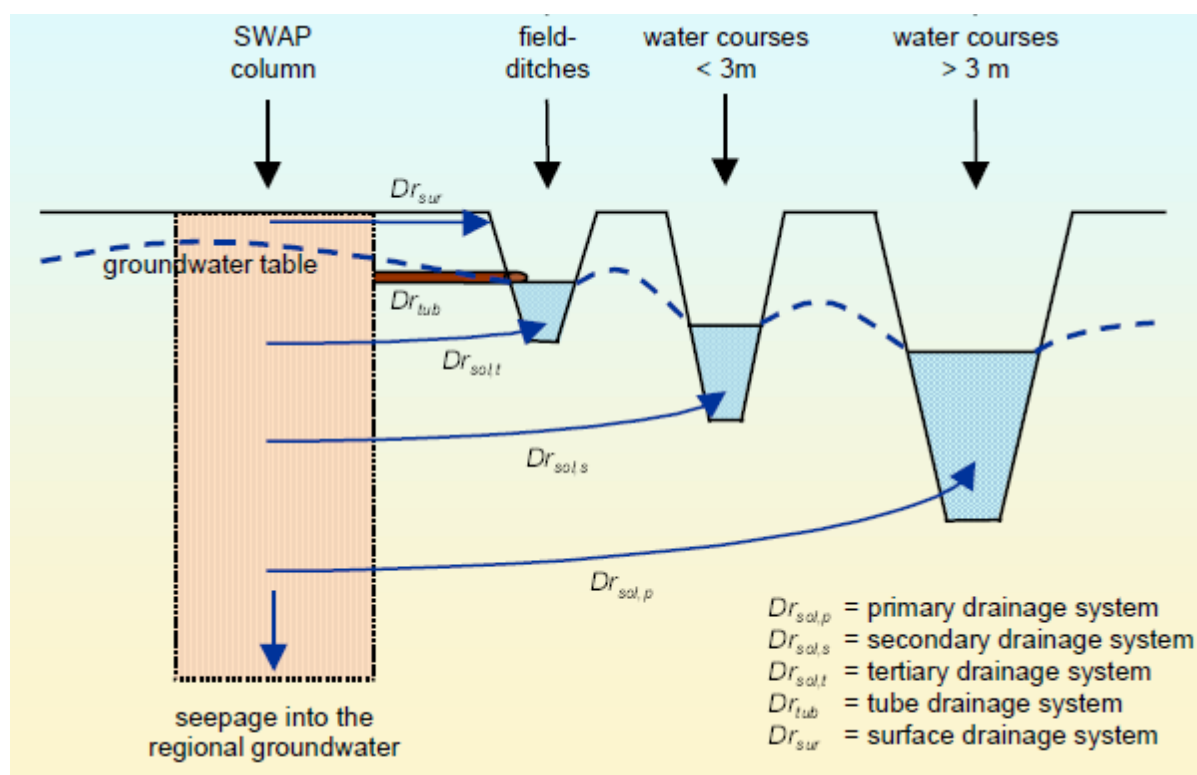
PEARL is een ééndimensionaal, dynamisch, meerlagen model voor het lot van een gewasbeschermingsmiddel en relevante omzettingsproducten in het bodem-plant systeem. Het model is gekoppeld aan het Soil Water Atmosphere Plant (SWAP) model (figuur 23). PEARL gebruikt SWAP om de hydrologie van de bodem door te rekenen. Uitgebreide beschrijvingen van het PEARL-model zijn te vinden in Leistra et al. (2001) en Tiktak et al. (2000), en van het SWAP model in Kroes et al. (2008) en Van Dam (2000).



Figuur 23. Overzicht van de processen in het PEARL model en in het SWAP model (uit Tiktak et al., 2003).

Het model SWAP is een dynamische model om de stroming van water in de onverzadigde zone te beschrijven (zie figuur 23). De bodemopbouw kan per laag variabel worden opgegeven. Het SWAP-model maakt gebruik van een eindige differentiemethode voor het oplossen van de Richards vergelijking voor de waterstroming. De bovenrandvoorwaarde van het model door de neerslagfluxen en de referentie-evapotranspiratie die berekend uit de dagelijkse temperatuur- en stralingsgegevens), die op dagbasis wordt ingevoerd. De onderrandvoorwaarde van het systeem is de interactie met het regionale (waterverzadigde) grondwatersysteem. zijwaarts communiceert het systeem met lokale

oppervlaktewatersystemen. In SWAP kunnen vijf verschillende klassen van lokale drainagesystemen worden gemodelleerd (Figuur 24). De eerste drie klassen kunnen gebruikt worden voor lokale oppervlaktewatersystemen, de vierde bijvoorbeeld voor drainagebuizen en de vijfde klasse voor oppervlakkige afspoeling. De mogelijkheid om verschillende klassen van drainagesystemen maakt het mogelijk de verblijftijden van gewasbeschermingsmiddelen per klasse te berekenen.



Figuur 24. Voorbeeld van een relatie van de SWAP bodemkolom met vijf klassen van drainage (uit Tiktak et al., 2003).

SWAP berekent de afspoeling met een vaste waarde voor de waterhoogte op het perceel, waarboven het water gaat afspoelen (de 'ponding depth'). De waterlaag groter dan deze ponding depth spoelt af. Twee methoden zijn beschikbaar voor berekenen van die afspoeling:

1. Het hele watervolume'ss boven de ponding depth spoelen instantaan af.
2. Met een stuwkromme voor afspoeling (αh_{pond}^β), waarbij α en β parameters zijn die de weerstand voor afspoeling bepalen; beide zijn een functie van o.a. de helling en de topografie van het perceel. Dit geeft een vertraging in de afspoeling t.o.v. methode 1.

PEARL simuleert een bodemsysteem waarin gewasbeschermingsmiddelen en relevante metabolieten zich bevinden in een evenwicht domein en in een niet-evenwicht domein. Het evenwicht domein is opgedeeld in drie fasen; een geadsorbeerde fase, een opgeloste fase en een gasvormige fase. Sorptie in het evenwicht domein is beschreven door een Freundlich-isotherm PEARL bevat een beschrijving van sorptie van zwakke zuren die pH afhankelijk is. Sorptie van gewasbeschermingsmiddel naar het niet-evenwicht domein wordt beschreven met een eerste orde reactie vergelijking (Leistra et al., 2001; Tiktak et al., 2000). De omzetting van gewasbeschermingsmiddel wordt beschreven met een eerste orde snelheidsvergelijking en een aantal

reductiefactoren, die rekening houden met de temperatuur, het vochtgehalte van de grond en de diepte in de bodem. De opname van gewasbeschermingsmiddel door de plantwortel is verondersteld proportioneel tot de wateropname en een empirische transpiratiestroom concentratie factor.

PEARL heeft verschillende opties voor de toediening van gewasbeschermingsmiddel, nl. spuiten aan het grondoppervlak, spuiten van het gewasoppervlak, injectie en inwerken door grondbewerking.

De gewasbeschermingsmiddelflux in de vloeibare fase van de bodem wordt beschreven door een vergelijking met convectie, dispersie en diffusie. Het gewasbeschermingsmiddel in de gasfase wordt beschreven met de wet van Fick. De laterale afvoer van gewasbeschermingsmiddelen wordt genomen evenredig met de waterfluxen door het drainagesysteem. Aangenomen wordt dat de concentratie gradiënten in laterale richting verwaarloosbaar zijn, d.w.z. geen diffusie en dispersie van de stof.

De achtergronden en concepten van GeoPEARL zijn beschreven door Tiktak et al. (2004, 2003). GeoPearl gebruikt ruimtelijk verdeelde gegevens van klimaatregio's, bodemfysische eenheden, organische stofgehalten in de bodem, landgebruik, hydrotypes, drainagegroepen, grondwatertrapgroepen en drainagefluxen.

PEARL en GeoPEARL berekenen de oppervlakkige afspoeling van gewasbeschermingsmiddel door de laterale waterfluxen van het 5^e klasse van drainage (Dr_{sw} in figuur24) te vermenigvuldigen met de door PEARL berekende concentraties in het afspoelende water.

4.5 PRZM

PRZM is een Amerikaans model voor berekenen van uitspoeling naar grondwater en voor berekenen van afspoeling naar oppervlaktewater. PRZM wordt gebruikt in de EU toelatingsbeoordeling (FOCUS, 2001).

PRZM gebruikt de curve number (CN) methode (United States Department of Agriculture, 1986) om afspoeling van water te simuleren. Het 'curve number' is een empirische parameter voor het voorspellen van directe afvoer van teveel regen. De methode is ontwikkeld op basis van een empirische analyse van afvoer van kleine stroomgebieden en percelen op hellingen.

Een beschrijving van PRZM is gegeven in FOOTPRINT (2008). Relevante aspecten hiervan zijn gebruikt om PRZM hier te beschrijven. Het transport van water wordt in PRZM gesimuleerd met een capaciteitsmodel met een tijdstap van een dag. Waterstroming wordt gesimuleerd met een eenvoudige methode. Het bodemprofiel is verdeeld in lagen. Een bodemlaag wordt gekarakteriseerd door drie hydraulische parameters: veldcapaciteit (de hoeveelheid water die kan worden vastgehouden tegen de zwaartekracht), verwelkingspunt (het vochtgehalte waaronder planten geen water meer kunnen onttrekken van de grond), en waterverzadiging. Als het vochtgehalte van een bodemlaag hoger is dan veldcapaciteit, stroomt het overschot aan water naar de volgende laag. Het hele bodemprofiel draineert binnen een dag naar veldcapaciteit. Dus PRZM kan geen plassen op het veld simuleren. Evapotranspiratie bestaat in PRZM uit evaporatie van gewasinterceptie, evaporatie van grond en transpiratie van het gewas. PRZM is niet in staat om opwaartse waterbeweging door hydraulische gradiënten als gevolg van evapotranspiratie te simuleren.

De afspoeling wordt beschreven met een gepaste vergelijking van de USDA Soil Conservation Service Curve Number methode (Haith en Loehr, 1979).

$$Q = \frac{(P - SM - 0.2S)^2}{P + SM + 0.8S} \quad (P + SM - 0.2S) > 0$$
$$Q = 0 \quad (P + SM - 0.2S) < 0$$

met:

Q	=	oppervlakkige afspoeling (cm/d)
P	=	neerslag (cm/d)
SM	=	gesmolten sneeuw (cm/d)
S	=	dagelijkse bergingscapaciteit (cm/d)

De dagelijkse bergingscapaciteit koppelt het run-off curve number (CN) aan de afspoeling via:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10$$

met:

CN	=	SCS runoff curve number ($0 < CN \leq 100$)
----	---	---

De curve numbers zijn een functie van bodemtype, bodemdrainage- eigenschappen, gewastype en bewerkingpraktijk van de grond (Carsel et al., 2003). Des te hoger het curve number, des te vaker afspoeling zal optreden, en des te hoger het afspoeling volume per incident zal zijn. In PRZM worden de curve numbers dagelijks aangepast als een functie van het bodem vochtgehalte van de bovenste bodemlagen volgens de algoritmes van Haith en Loehr (1979). Run-off curve number zijn gegeven voor verschillen de gewassen en bodem hydrologie groepen in de PRZM 3.12.1 handleiding. Curve numbers en dus de kans op afspoeling nemen toe van lichte, zandige gronden naar zware, kleiige gronden.

PRZM (Pesticide Root Zone Model) is een eendimensionaal niet-deterministisch compartimentenmodel voor de simulatie van stoftransport in onverzadigde bodem door verticale chromatografische uitloging (Carsel et al., 1998; 1986). PRZM is gebaseerd op een eendimensionale eindige-differentie methode. Numerieke dispersie wordt geëlimineerd met methode van karakteristieken. Het stoftransport deel voor simulatie van

afspoeling, erosie, plant opname uitspoeling, omzetting en vervluchtiging. Het transport en lot van gewasbeschermingsmiddel worden beschreven met advectie (= met de waterstroming), dispersie (= menging in de stromingsrichting), diffusie (= als gevolg van concentratieverschillen) en sorptie (ook Freundlich adsorptie). Het model omvat effecten van temperatuur en vochtgehalte op omzetting, vervluchtiging en transport via de gasfase in de bodem en simulatie van irrigatie. Omzetting wordt beschreven met een eerste orde snelheidsvergelijking.

De afspoeling van gewasbeschermingsmiddel met water komt uit een empirische benadering, waarbij de beschikbaarheid van de stof voor afspoeling afneemt met de diepte. In PRZM, gebruikt voor berekenen van de afspoeling ten behoeve van EU toelating, neemt de beschikbaarheid af van 70% van de opgeloste fractie van de stof aan het oppervlak tot 3% daarvan op 2 cm diepte. Beneden 2 cm diepte is de stof niet beschikbaar voor afspoeling. Naast afspoeling is erosie van belang voor stoffen die geadsorbeerd zijn aan de grond. Erosie is gemodelleerd in PRZM.

5 Invloed van neerslag en infiltratie op afspoeling

5.1 Inleiding

Gewasbeschermingsmiddelen spoelen af met water. In dit hoofdstuk is verkend hoe vaak afspoeling van water op kan treden vanaf landbouwgronden in Nederland. Eerst is een eenvoudige methode gebruikt op basis van neerslag en van infiltratiesnelheid in de grond. Daarna zijn berekeningen gedaan met het hydrologische model SWAP (zie paragraaf 4.4) naar afspoeling van water vanaf een zandgrond en vanaf een kleigrond. De zand- en kleigrond zijn geselecteerd op basis van hun laagste infiltratiesnelheid binnen de reeks van zandgronden, respectievelijk kleigronden, van de Staringreeks.

Er is een wezenlijk onderscheid tussen potentiële en actuele afspoeling. In hoeverre oppervlakkige afvoer, d.w.z. actuele afspoeling, naar sloten en greppels optreedt, is onder meer afhankelijk van bodemruwheid en de morfologie van het maaiveld (Stolte et al., 2000).

Het optreden van afspoeling van gewasbeschermingsmiddel is niet alleen afhankelijk van het optreden van afvoer, maar ook van het gedrag en het tijdstip van gebruik van het gewasbeschermingsmiddel. Deze verkenning richt zich op identificatie van situaties met afspoeling van water, en niet op afspoeling van gewasbeschermingsmiddel.

Het doel van de verkenning is om te bepalen hoe vaak afspoeling van water kan optreden op landbouwgronden in het vlakke deel van Nederland.

In 5.2 zijn neerslaggegevens van 30 jaar geanalyseerd op de frequentie van optreden van buien voor drie meteostations. In 5.3 zijn zand en kleigronden gekarakteriseerd met hun infiltratiesnelheid. In 5.4 zijn neerslag en gronden gecombineerd om worst case combinaties voor zand en voor klei te selecteren. Voor de combinaties is de frequentie van incidenten bepaald waarin er meer dan 2 mm water op het perceel komt te staan. In 5.5 zijn SWAP berekeningen gedaan voor 30 jaar en daarmee de frequentie van afspoelincidenten bepaald. In 5.6 zijn de resultaten van de eenvoudige methode en van de SWAP berekeningen vergeleken. In 5.7 zijn de conclusies op basis van de rekenresultaten in dit hoofdstuk gegeven.

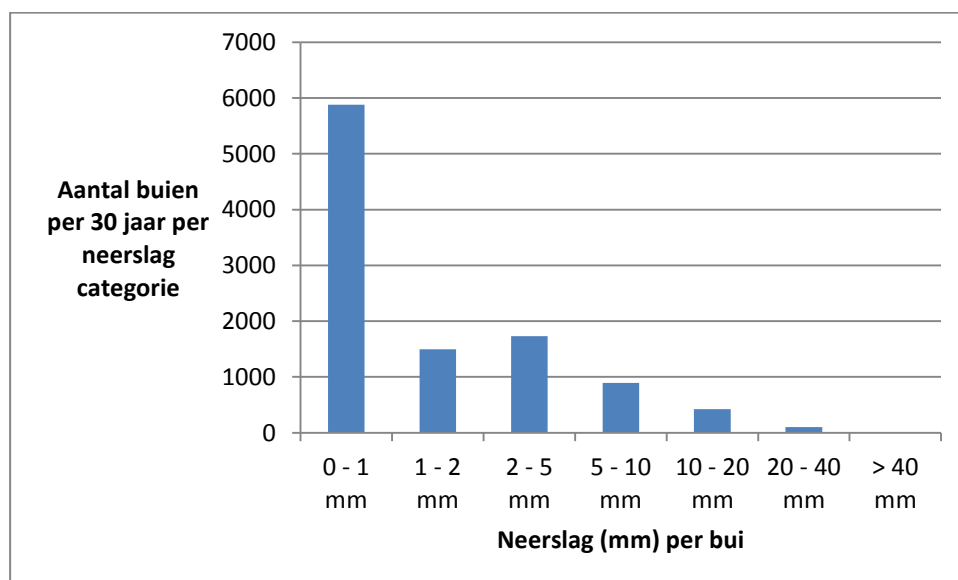
5.2 Neerslag

Plasvorming en afspoeling zullen bij uitstek optreden bij extremen in neerslag. Het gebruik van daggemiddelde neerslaggegevens leidt tot een afvlakking van de extremen en daarom worden uurgemiddelde neerslaggegevens gebruikt. Om een representatief beeld van de 'gemiddelde' neerslag voor Nederland te krijgen werden gegevens over een aaneengesloten periode van 30 jaar van 3 verschillende meteostations gebruikt.

Meteogegevens die eenvoudig zijn te verkrijgen via de KNMI-website zijn gebruikt. Omdat de verwachting is dat verschillen in neerslag tussen het westen en oosten groter zullen zijn dan verschillen in neerslag tussen het noorden en het zuiden zijn 3 stations verdeeld over de West/Oostlijn van Nederland gekozen. Belangrijk criterium hierbij was dat de gegevens met betrekking tot uurgemiddelde neerslag (vrijwel) compleet moesten zijn over de periode van 1 januari 1980 t/m 31 december 2009 (dertig jaar). Geselecteerd zijn de stations Valkenburg (Zuid-Holland), De Bilt en Twente. In de dataset van Valkenburg bleken voor 16 juni 1982 23:00 uur t/m 17 juni 1982 05:00 uur de gegevens te ontbreken. De neerslag voor deze 7-uurs periode is op nul gezet. Voor uren met neerslag < 0.05 mm (in de originele gegevens gekenmerkt door neerslag = -1) werd de hoeveelheid neerslag op 0 mm gezet.

De neerslaggegevens op uurbasis werden 'gegroepeerd' naar buien, waarbij opeenvolgende 1-uurs

perioden met neerslag > 0 werden gesommeerd tot een enkele bui met de cumulatieve neerslag over de uren die de bui duurde. Een bui werd geacht voorbij te zijn op het moment dat zij werd gevolgd door 1 of meer 1-uurs perioden met neerslag = 0. Ter illustratie is een overzicht van buigrootte van het meteostation De Bilt weergegeven in figuur 25.



Figuur 25. Aantal buien op weerstation De Bilt in periode 1980 t/m 1999.

5.3 Infiltratie in de grond

De gegevens met betrekking tot infiltratiecapaciteit (K) als functie van bodemvochtigheid (θ) voor een aantal grondsoorten zijn ontleend aan de Staringreeks (Wösten et al., 1994). Tabellen 8 en 9 geven een korte omschrijving en de belangrijkste gegevens voor de zand- en kleigronden van de Staringreeks.

Tabel 8. Omschrijving van zand- en kleigronden volgens de Staringreeks (Wösten et al., 1994).

bodemtype	omschrijving
B1	leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand
B2	zwak lemig, zeer fijn tot matig fijn zand
B3	sterk lemig, zeer fijn tot matig fijn zand
B4	zeer sterk lemig, zeer fijn tot matig fijn zand
B10	lichte klei
B11	matig zware klei
B12	zeer zware klei

De pF van een grond is een maat voor de beschikbaarheid van het vocht in de grond in termen van zuigspanning.

Tabel 9. Bodemvochtigheid θ (-) en infiltratiecapaciteit K (cm/dag) voor zand- en kleigronden bij verschillende waarden van pF.

grondsoort	pF=0		pF=1		pF=2.0		pF=3.0		pF=4.2	
	θ	K	θ	K	θ	K	θ	K	θ	K
zand B1	0.428	17.46	0.412	4.83	0.254	0.10	0.092	1.5E-4	0.030	4.5E-8
zand B2	0.431	9.65	0.417	3.25	0.260	0.12	0.094	4.1E-4	0.036	3.5E-7
zand B3	0.450	17.81	0.441	5.39	0.336	0.28	0.153	8.6E-4	0.056	4.6E-7
zand B4	0.420	54.80	0.412	22.69	0.282	0.84	0.096	8.7E-4	0.028	1.2E-7
klei B10	0.422	1.17	0.417	0.19	0.366	0.025	0.245	1.3E-3	0.138	3.0E-5
klei B11	0.608	5.26	0.597	0.15	0.534	0.010	0.425	2.9E-4	0.314	3.3E-6
klei B12	0.549	15.37	0.532	0.13	0.474	0.0072	0.397	2.7E-4	0.318	5.1E-6

5.4 Representatieve combinatie van neerslag en grond

Omdat er, vooral bij wat hogere vochtgehalten, grote verschillen bestaan in de infiltratiecapaciteit tussen zand- en kleigronden is er voor gekozen om dat te laten zien met berekeningen voor één zand- en voor één kleigrond. Om de meest kritische typen zand- en kleigrond te identificeren zijn inleidende berekeningen uitgevoerd voor alle grondsoorten.

Voor de 4 zandgronden B1, B2, B3 en B4, en voor de drie kleisoorten B10, B11, B12 werd voor alle 3 de meteostations berekend wat het verschil tussen neerslag (op 'bui basis') en de infiltratiecapaciteit was bij pF=2. Als maat voor de gevoeligheid van het optreden van een neerslagoverschot werd gebruik gemaakt van het aantal keren dat er een neerslagoverschot > 2 mm op zal treden. De berekende mate waarin dit optrad is voor alle combinaties van grondsoorten en meteogegevens in tabel 10.

Tabel 10. Aantal buien per 30 jaar met meer dan 2 mm neerslagoverschot voor de verschillende combinaties van grondsoort en meteostation.

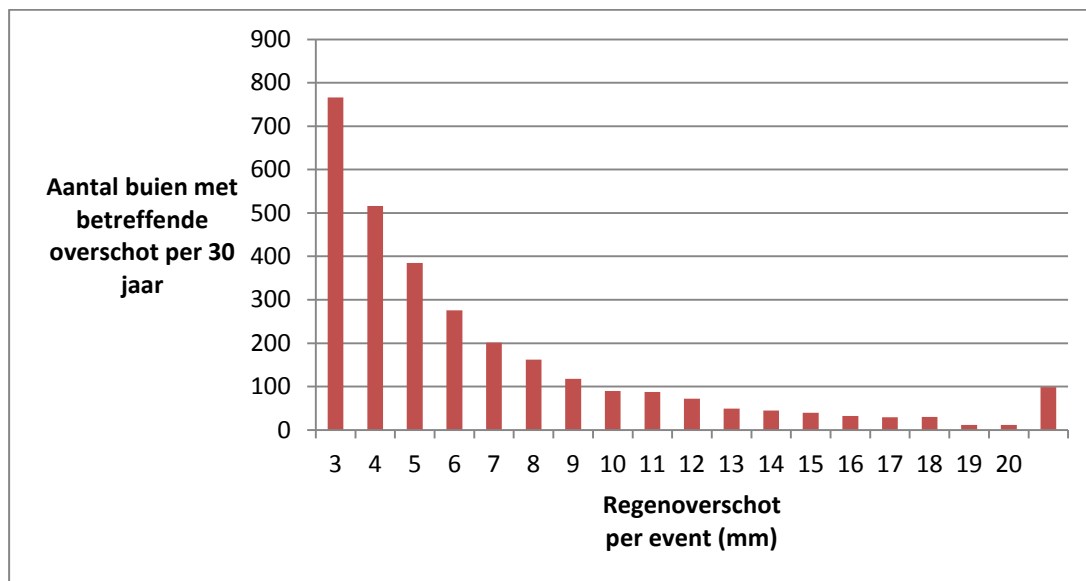
station	aantal buien met overschot > 2 mm per 30 jaar						
	zand B1	zand B2	zand B3	zand B4	klei B10	klei B11	klei B12
Twente	2891	2834	2612	1913	2983	2983	2983
De Bilt	3071	3022	2811	2097	3156	3158	3158
Valkenburg	3086	3024	2826	2085	3182	3182	3182

Het aantal events (= buien) per 30 jaar met meer dan 2 mm neerslagoverschot is voor alle grondsoorten behalve type B4 het grootst voor meteostation Valkenburg, gevolgd door De Bilt en Twente. Aangezien meteostation De Bilt een 'gemiddelde' situatie weergeeft is er voor gekozen om met de neerslaggegevens van dit station te werken.

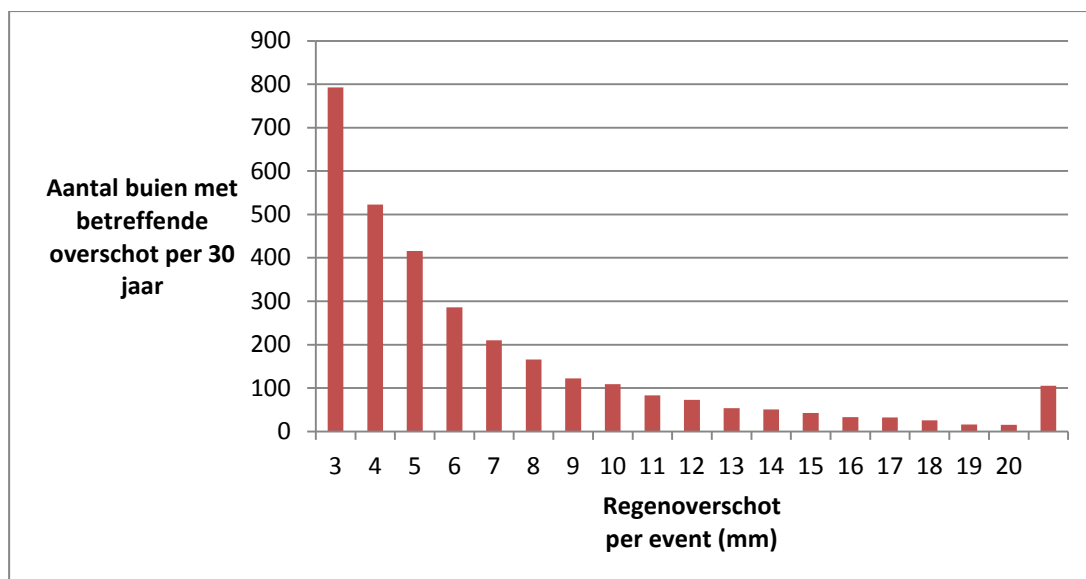
Voor zandgronden leidde voor meteo van De Bilt de combinatie met grondtypen B1 en B2 tot het hoogste aantal overschotten. Zand B2 heeft een lagere infiltratiecapaciteit bij volledige verzadiging (pF=0) dan zand B1 en is om die reden gekozen om verder uit te werken.

Voor kleigronden leidt de meteo van De Bilt de combinatie met grondtypen B10, B11 en B12 tot nagenoeg evenveel buien met een neerslagoverschot > 2 mm. De grondsoort B10 heeft een kleinere infiltratiecapaciteit bij volledige verzadiging (pF=0) dan de beide andere kleisoorten en is daarom gekozen als verder uit te werken grondsoort.

Figuren 26 en 27 laten zien hoe de overschotten > 2 mm voor de beide combinaties van grondsoort en meteostation voor de gebruikte 30 jaren waren verdeeld over de verschillende hoogten van de overschotten.



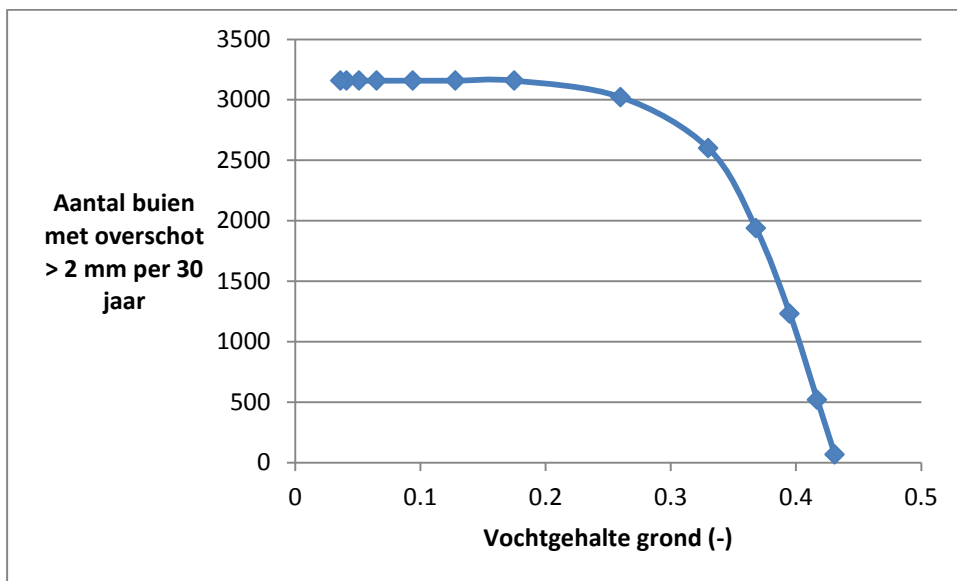
Figuur 26. Verdeling van de buien met overschot > 2 mm over de verschillende 'categorieën' van neerslagoverschotten voor de combinatie van zand B2 bij $pF=2$ met meteo van station De Bilt.



Figuur 27. Verdeling van de buien met overschot > 2 mm over de verschillende 'categorieën' van neerslagoverschotten voor de combinatie van klei B10 bij $pF=2$ met meteo van station De Bilt.

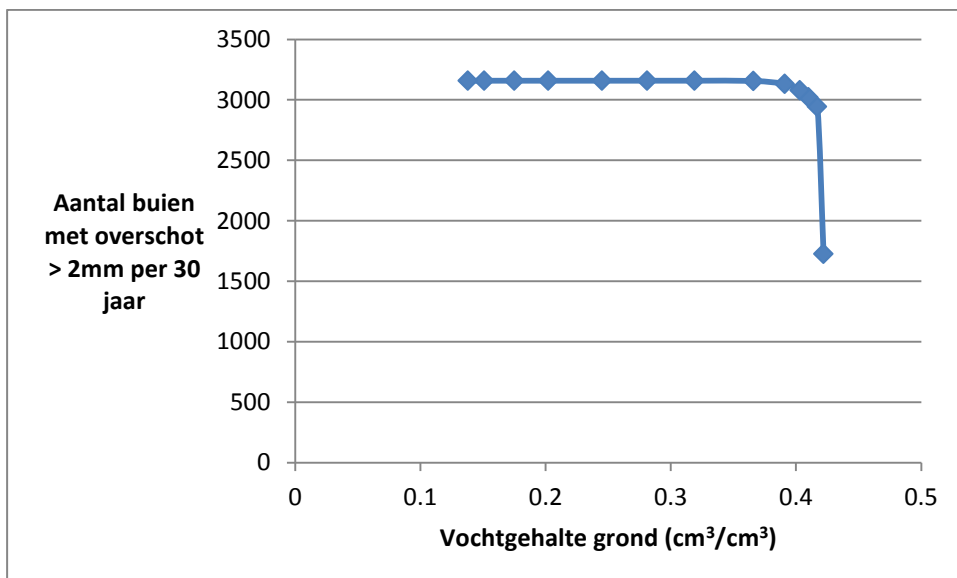
5.5 Berekening frequentie neerslagoverschotten

Voor de geselecteerde combinaties van grondsoorten en meteostations (zand B2 (Figuur 28) en klei B10 (Figuur 29), beiden met meteo van station De Bilt) is berekend hoe het aantal buien met een neerslagoverschot > 2 mm afhangt van de initiële bodemvochtigheid, en hoe deze buien gedurende de gebruikte periode van 30 jaren waren verdeeld over de maanden van het jaar.



Figuur 28. Aantal buien per 30 jaar met een overschot > 2 mm als functie van het veronderstelde vochtgehalte van de grond (zand B2, meteo De Bilt).

Het vochtgehalte van zand B2 bij veldcapaciteit ($pF=2$) bedraagt 26%. Voor de zandgrond B2 in combinatie met neerslaggegevens van de Bilt blijkt het aantal buien met een neerslagoverschot > 2 mm vooral bij vochtgehalten van 35 – 45% afhankelijk van het vochtgehalte van de grond (Figuur 28). Bij een vochtgehalte corresponderend met veldcapaciteit (26%) en lagere vochtigheden blijkt het aantal malen dat een hoog neerslagoverschot optreedt vrijwel constant en onafhankelijk van het vochtgehalte van de bodem. Bij hogere bodemvochtigheid treden echter duidelijk minder vaak dergelijke overschotten op. Het aantal overschotten > 2 mm daalt voor zand B2 van 101 per jaar bij $pF=2$ naar 2 per jaar bij verzadigde zandgrond.



Figuur 29. Aantal buien per 30 jaar met een overschot > 2 mm als functie van het veronderstelde vochtgehalte van de grond (klei B10, meteo De Bilt).

Het vochtgehalte van klei B10 bij veldcapaciteit ($pF=2$) bedraagt 36,6%. Voor de kleigrond B10 in combinatie met neerslaggegevens van De Bilt blijkt het aantal buien met een neerslagoverschot > 2 mm vooral bij vochtgehalten < 38% vrijwel constant (Figuur 29). Alleen bij een vochtgehalte van 42.2% ($pF=0$) is het aantal keren met een neerslagoverschot > 2 mm duidelijk lager. Rond veldcapaciteit en lagere

vochtgehalten is het aantal keren dat een neerslagoverschot > 5 mm optreedt vrijwel onafhankelijk van het vochtgehalte van de bodem. Bij hogere bodemvochtigheid treden echter duidelijk minder vaak dergelijke overschotten op. Het aantal overschotten > 2 mm daalt voor klei B10 van 104 per jaar bij $pF=2$ naar 58 per jaar bij verzadigde klei.

De verdeling van de neerslagoverschotten > 2 mm over de maanden van het jaar (gemiddeld over 30 jaar) wordt voor beide grondsoorten gegeven in tabel 11. Voor beide grondsoorten is bij de berekening van het aantal overschotten > 2 mm uitgegaan van de beginsituatie bij veldcapaciteit ($pF=2$).

Tabel 11. Gemiddelde verdeling van de buien met een overschot > 2 mm over de maanden gedurende 1980 t/m 2009.

maand	aantal overschotten > 2 mm per maand gedurende 30 jaar		aantal overschotten > 2 mm jaargemiddelde per maand	
	zand B2	klei B10	zand B2	klei B10
januari	280	286	9	10
februari	221	222	7	7
maart	258	261	9	9
april	183	185	6	6
mei	254	257	8	9
juni	253	255	8	8
juli	288	288	10	10
augustus	254	254	8	8
september	284	285	9	9
oktober	304	304	10	10
november	282	283	9	9
december	273	276	9	9

Voor beide grondsoorten geldt dat het berekende aantal overschotten > 2 mm een minimum kent in april en een maximum in de periode van juli tot en met oktober.

Zoals eerder aangegeven zal het aantal overschotten > 2 mm beduidend geringer zijn als wordt gerekend voor verzadigde bodem, omdat hiervoor de infiltratiecapaciteit duidelijk hoger zal zijn dan de infiltratiecapaciteit bij veldcapaciteit. Indien het aantal overschotten > 2 mm met het eenvoudige model wordt berekend bij verzadiging daalt het aantal gemiddelde aantal overschotten > 2 mm per jaar voor zandgrond B2 van 101 naar 2, en voor kleigrond B10 van 104 naar 58. De factor waarmee het aantal overschotten > 2 mm daalt, is gerelateerd aan de verhouding tussen de infiltratiecapaciteit bij $pF=2$ en $pF=0$. Voor zand B2 bedraagt deze verhouding 80, terwijl de verhouding voor klei B10 'slechts' 47 bedraagt.

5.6 Berekening frequentie afspoelincidenten met SWAP

Het hydrologische model SWAP maakt het mogelijk om voor een combinatie van grondsoort en meteo de actuele afspoeling te berekenen. Ten opzichte van het gehanteerde eenvoudige model heeft SWAP als voordeel dat het rekening houdt met:

- Het actuele vochtgehalte in de bodem;
- Buien zijn gebaseerd op uurwaarden in plaats van geaggregeerde waarden waarin uurwaarden zijn gesommeerd tot buien;
- Een eventueel effect van berging in de ondergrond wordt verdisconteerd;
- Interceptie van neerslag door gewas wordt verdisconteerd.

SWAP berekent de afspoeling met een vaste waarde voor de ponding depth. De waterlaag groter dan deze

ponding depth spoelt af. Twee methoden zijn beschikbaar voor berekenen van die afspoeling: 1. Alles boven de ponding depth spoelt af. 2. Met een stuwkromme voor afspoeling ($\alpha h_{\text{pond}}^\beta$), waarbij α en β parameters zijn die de weerstand voor afspoeling bepalen; beide zijn een functie van helling, topografie perceel, etc.

Er is gebruik gemaakt van SWAP simulaties van een studie gericht op afspoeling van nutriënten door Jansen et al. (2011). De simulatie resultaten van twee STONE-plots (tabel 12) zijn gebruikt om de frequentie van afspoel incidenten te analyseren. De ponding depth is 2 mm, methode 2 is gebruikt voor de afspoeling met α is 0.5 d⁻¹ en β is 1.

Tabel 12. Gegevens over de STONE-plots en het gebruikte neerslagstation.

plotnummer	landgebruik	bodemtype Staringreeks	grond- watertrap	grondwaterstand 31-dec (cm)	neerslag- station
5420	mais	zand B2	VII*	175	de Bilt
4355	mais	klei B10	onbekend	130	de Bilt

De resultaten van SWAP op basis van uurgegevens van de meteo zijn gebruikt voor onze analyse (Jansen et al., 2011: zie Tabel 2, p.23,). De gesimuleerde periode is 1971 – 2000. De run-off in de uitvoerbestanden is gegeven op dagbasis. De frequentie van afspoel incidenten is bepaald door de dagen te tellen waarop run-off groter is dan 0 mm. Tabel 13 toont de resultaten van de analyse.

Tabel 13. Gemiddelde verdeling afspoeling over de maanden gedurende 1971 t/m 2000.

maand	aantal afspoelincidenten per maand gedurende 30 jaar		aantal afspoelincidenten jaargemiddelde per maand	
	zand B2	klei B10	zand B2	klei B10
januari	8	156	0	5
februari	2	101	0	3
maart	0	133	0	4
april	3	77	0	3
mei	6	108	0	4
juni	10	137	0	5
juli	7	131	0	4
augustus	7	91	0	3
september	2	120	0	4
oktober	3	159	0	5
november	2	178	0	6
december	3	197	0	7

Het totaal aantal afspoelincidenten op zand gedurende 30 jaar is 53. Dat is minder dan 2 maal per jaar. Voor zand is juni de maand met het hoogste aantal incidenten, 10 van de 53 in 30 jaar. In de perioden februari-april en september-november is het aantal incidenten het laagst. In die maanden zijn er 0 tot 3 incidenten gedurende de 30 jaar.

Het totaal aantal afspoelincidenten op klei gedurende 30 jaar is 1589. Dat is circa 53 maal per jaar. Voor klei is december de maand met het hoogste aantal incidenten; gemiddeld 7 maal per jaar. De variatie in het gemiddeld aantal incidenten tussen de maanden is beperkt, van 3 tot 7 maal per jaar. Het aantal afspoelincidenten op zand is 30 maal lager dan die op klei.

5.7 Vergelijking frequenties van neerslagoverschotten en van afspoelincidenten

Vergelijking met de eerdere berekeningen van overschotten > 2 mm ('eenvoudige methode' zoals beschreven in 5.1 t/m 5.5), waarbij een vochtgehalte van de grond corresponderend met veldcapaciteit werd verondersteld, laat zien dat het aantal berekende incidenten bij gebruik van SWAP voor zand van gemiddeld 104/jaar wordt verlaagd tot gemiddeld 2/jaar, terwijl het aantal berekende incidenten voor klei van gemiddeld 105/jaar wordt verlaagd tot gemiddeld 53/jaar.

Het grotere effect voor zand is waarschijnlijk het gevolg van de betere simulatie in SWAP van de actuele vochtgehalten tijdens regenval in de bodem, mogelijk in combinatie met het gebruik van uurwaarden in plaats van tot buien geaggregeerde neerslag zoals bij de eerdere eenvoudige berekeningen werd gebruikt. Bij de eenvoudige berekeningen leidt neerslag niet tot een verhoging van de infiltratiecapaciteit, maar wordt voortdurend gerekend met de initieel veronderstelde infiltratiecapaciteit, terwijl SWAP gedurende een bui de bodemvochtigheid en de infiltratiecapaciteit voortdurend bijstelt. Dit betekent mogelijk dat SWAP gedurende een groot gedeelte van de tijd rekent voor een met vocht verzadigde grond.

Een ander mogelijke reden voor verschillen is dat gewasinterceptie in SWAP is verdisconteerd, terwijl dit in de eenvoudige berekeningen wordt verwaarloosd. Dit zou in de zomer en najaarsperiode een rol kunnen spelen. Het aantal incidenten in die periode is daardoor wat meer gereduceerd dan in de rest van het jaar.

Op basis van berekeningen met het hydrologisch model SWAP voor een periode van 30 jaar, met neerslaggegevens op uurbasis, en gebruik makend van worst case bodemprofielen op basis van de verzadigde doorlatendheid van de grond, is het berekende aantal afspoelincidenten minder dan 2 per jaar voor zandgronden, en circa 50 incidenten per jaar voor klei. Dit komt slechts matig overeen met het aantal afspoelincidenten dat is berekend met de eerdere, eenvoudigere, methode voor grond bij veldcapaciteit, maar wijkt weinig af van het aantal afspoelincidenten dat wordt berekend voor verzadigde grond (zie sectie 5.5, zandgrond B2: 2 incidenten/jaar, kleigrond B10: 58 incidenten/jaar).

5.8 Conclusies

De resultaten van het eenvoudige model, waarbij uitsluitend wordt gekeken hoe vaak de infiltratiecapaciteit van de bodem tijdens een bui met meer dan 2 mm wordt overschreden, leidt tot een beduidend hoger aantal 'incidenten' dan met het meer verfijnde model SWAP wordt berekend. Dit lijkt echter vooral terug te voeren op de aanname van bodemvochtigheid die bij de berekening met het eenvoudige model is gebruikt. Indien in het eenvoudige model niet met vochtigheid bij veldcapaciteit wordt gerekend, maar voor een met water verzadigde bodem dan daalt het aantal jaarlijkse overschrijdingen sterk, en wordt vergelijkbaar met het aantal overschrijdingen dat met SWAP wordt berekend (2 per jaar voor zandgrond B2 en 53 per jaar voor kleigrond B10).

De resultaten van de berekeningen met zowel het eenvoudige model als met SWAP geven aan dat er op basis van verschillen in neerslag tussen verschillende regio's geen grote regionale verschillen in mogelijke afspoeling van water zijn te verwachten. Het berekende risico op afspoeling van water is, vooral in de wintermaanden, groter op klei- dan op zandgronden.

De verzadigde doorlatendheid van klei in de Staringreeks verdisconteert preferentiële stroming via scheuren, maar houdt geen rekening met verslamping. Verslamping leidt tot lagere infiltratiecapaciteiten en daarmee tot een verhoging van het aantal potentiële afstroomincidenten. Over de mate waarin dit optreedt, en welke consequenties dit exact heeft voor de infiltratiecapaciteit is weinig tot geen informatie beschikbaar. Waarschijnlijk is dit verband verschillend tussen verschillende percelen, en zou de invloed van verslamping voor specifieke omstandigheden onder veldcondities moeten worden vastgesteld.

Dit impliceert ook dat voor het werkelijk optreden van afspoeling de handelingen van de agrariër van groot belang zullen zijn omdat deze van invloed zullen zijn op verslamping; daarnaast kan de agrariër invloed uitoefenen op de mate waarin potentiële afspoeling (overschrijding van de infiltratiecapaciteit met > 2 mm) ook daadwerkelijk leidt tot actuele afspoeling, bijv. door het frezen van geulen naar de sloot of juist het opwerpen van een rug tussen perceel en sloot.

De uitgevoerde berekeningen werken met gemiddelde voor een heel perceel. Plasmvorming zal echter vaak slechts op een klein gedeelte van een perceel optreden. Dit impliceert dat de op dat beperkte oppervlak optredende plassen beduidend dieper zullen zijn dan de 2 mm die in de modelberekeningen zijn gehanteerd. Met andere woorden: bij overschrijden van de infiltratiecapaciteit zal in werkelijkheid niet het gehele perceel onder water staan, maar zal slechts een beperkt aantal plassen worden gevormd, die echter wel dieper zijn dan in de berekeningen wordt verondersteld.

Een belangrijke factor die in de beschouwingen niet is verdisconteerd is het overschrijden van de bergingscapaciteit van een perceel. Ook indien de infiltratiecapaciteit voldoende hoog is om het door regenval aangevoerde water af te voeren, kan de bergingscapaciteit van een perceel worden overschreden waardoor alsnog plasmvorming op kan treden.

De berekende frequentie van mogelijke afspoeling lijkt kleiner dan wat in de praktijk optreedt, met name op zandgronden. Deels zal dit terug te voeren zijn op de gesignaleerde tekortkomingen in de berekeningen met betrekking tot verslamping en bergingscapaciteit, in combinatie met het negeren van lokale verschillen binnen een perceel, maar mogelijk spelen ook andere factoren een rol. De uitkomsten van modellen die geen rekening houden met lokale verschillen binnen een perceel zijn waarschijnlijk niet goed bruikbaar om afstroming van water onder praktijkcondities te voorspellen, tenzij deze modellen voor worst-case situaties, zoals die voorkomen binnen het perceel, worden geparameteriseerd.

6 Referenties

- Abdel-Rahman, A. R. G., R. D. Wauchope, et al. (1999). "Runoff and leaching of atrazine and alachlor on a sandy soil as affected by application in sprinkler irrigation." Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes 34(3): 381-396.
- Afyuni, M. M., M. G. Wagge, et al. (1997). "Runoff of two sulfonylurea herbicides in relation to tillage system and rainfall intensity." Journal of Environmental Quality 26(5): 1318-1326.
- Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, et al. (2005). "A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level." Chemosphere 58(5): 683-691.
- Blanchoud, H., E. Moreau-Guigon, et al. (2007). "Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed." Science of the Total Environment 375(1-3): 168-179.
- Brown, C. D., R. A. Hodgkinson, et al. (1995). "Movement of pesticides to surface waters from heavy clay soil." Pesticide Science 43(2): 131-140.
- Burgoa, B. and R. D. Wauchope (1995). Pesticides in run-off and surface waters. Environmental behaviour of agrochemicals In: T. R. Roberts and P. C. Kearney. Chichester, John Wiley & Sons Ltd. Progress in pesticide biochemistry and toxicology; vol. 9
- Buttle, J.M., (1990). Metolachlor transport in surface run-off. Journal of Environmental Qual. 19: 531-538.
- Carsel, R.F., W. B. Nixon, L.G. Ballantine (1986). Comparison of Pesticide Root Zone Model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalxyl in unsaturated zone soils. Environ. Toxicol. Chem. 5, 345-353.
- Carsel, R.F., J.C. Imhoff, P.R. Hummel, J.M. Cheplick, A.S. Donigan (1998). PRZM-3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop foot and unsaturated soil zones: Users manual for release 3.0. Natl. Exposure Res. Lab., Office of Res. And Development, USEPA, Athens, USA.
- Carsel, R.F., J.C. Imhoff, P.R. Hummel, J.M. Cheplick, and A.S. Donigan, Jr. (2003). "PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.12." Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM), US Environmental Protection Agency (USEPA), Athens, GA, USA.
- Carroll, B. R., G. H. Willis, et al. (1981). "Permethrin Concentration on Cotton Plants, Persistence in Soil, and Loss in Runoff." J. Environ. Qual. 10(4): 497-500.
- Cooper, C. M., F. E. Dendy, et al. (1987). "Residual pesticide concentrations in Bear-Creek, Mississippi, 1976 to 1979." Journal of Environmental Quality 16(1): 69-72.
- Deneer, J.W. & W.H.J. Beltman (2009). Afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen vanaf vlakke percelen. Notitie n.a.v. literatuurscan, Alterra, WageningenUR.
- Flury, M. (1996). "Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review." Journal of Environmental Quality 25(1): 25-45.
- Gaynor, J. D., D. C. Mactavish, et al. (1992). "Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor from a Brookton clay loam under continuous corn production." Archives of Environmental Contamination and Toxicology 23(2): 240-245.
- Gloftelty, D. E., A. W. Taylor, et al. (1984). "Atrazine and simazine movement to Wye river estuary." Journal of Environmental Quality 13(1): 115-121.
- Jansen, P., H. Massop, P. Groenendijk, L. Renaud, R. Hendrix (2011). Analyse van de invloed van oppervlakkige afstroming en de diepte van modelprofielen op de N – en P – vrachten naar het oppervlaktewater in STONE2.3. Concept-rapport Alterra, Wageningen.
- Haith, D.A., Loehr, R.C., (1979). "Effectiveness of Soil and Water Conservation Practices for Pollution Control, U.S." Environmental Protection Agency, EPA-600/3-79-106, Athens, GA, USA.
- Holland, J. M. (2004). "The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence." Agriculture Ecosystems & Environment 103(1): 1-25.
- Kroes, J.G., J.C. van Dam, Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., and Jacobs C.M.J. (2008). SWAP version 3.2. Theory description and user manual. Alterra-report 1649, Wageningen, The Netherlands, pp. 262.
- Kroonen-Backbier, B. H., W. van der (2009). Werken aan schoner oppervlaktewater in intensieve maïsteelt

- gebieden.
- Leistra, M., A.M.A. van der Linden, J.J.T.I. Boesten, A. Tiktak and F. van den Berg. (2001). PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of processes. Alterra-report 13, RIVM report 711401009, Alterra, Wageningen, 107 pp.
- Makkink, G.F. (1960). De verdamping uit vegetaties in verband met de formule van Penman; CHO-TNO Verslagen en Mededelingen, nr 4, 90-115
- Mein, R. G. and C. L. Larson (1973). "Modeling infiltration during a steady rain-reply." Water Resources Research 9(5): 1478-1478.
- Meinardi, C. R. and C. G. J. Schotten (1999). "Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland, deel 3: De afwatering van veengebieden." Stromingen 5(1): 13.
- Meinardi, C. R., C. G. J. Schotten, et al. (1998). "Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland: Langjaarlijkse gemiddelden voor de zand- en leemgebieden." Stromingen 4(3): 14.
- Morel-Seytoux, H. J. (1978). "Derivation of equations for variable rainfall infiltration." Water Resour. Res. 14(4): 561-568.
- Patakioutas, G. I. and T. A. Albanis (2004). "Runoff of herbicides from cropped and uncropped plots with different slopes." International Journal of Environmental Analytical Chemistry 84(1-3): 103-121.
- Patakioutas, G. I., G. Karras, et al. (2002). "Pirimiphos-methyl and benalaxyl losses in surface runoff from plots cultivated with potatoes." Pest Management Science 58(12): 1194-1204.
- Reddy, K. N., M. A. Locke, et al. (1994). "Foliar washoff and runoff losses of lactofen, norflurazon, and fluometuron under simulated rainfall." Journal of Agricultural and Food Chemistry 42(10): 2338-2343.
- Reubens B., D'Haene K., D'Hose T., Ruyschaert G. (2010). Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke-Lemberge, België. 203 p.
- Siimes, K., S. Ramo, et al. (2006). "Comparison of the behaviour of three herbicides in a field experiment under bare soil conditions." Agricultural Water Management 84(1-2): 53-64.
- Southwick, L. M., G. H. Willis, et al. (1990). "Effect of subsurface drainage on runoff losses of atrazine and metolachlor in Southern Louisiana." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 45(1): 113-119.
- Stolte, J., C. J. Ritsema, et al. (2000). "Oppervlakte-afvoer: een combinatie van helling, bodem, gewas en regen." Stromingen 6 (2000), 4: 27-36.
- Tiktak, A., F. van den Berg, J.J.T.I. Boesten, M. Leistra, A.M.A. van der Linden and D. van Kraalingen (2000). "Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales: User Manual of FOCUS Pearl version 1.1.1." RIVM Report 711401008, Alterra Report 28, RIVM, Bilthoven, 142 pp.
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden and J.J.T.I. Boesten (2003). "The GeoPEARL model. Model description, applications and manual". RIVM Report 716601007/2003, RIVM, Bilthoven, 79 pp.
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden, J.J.T.I. Boesten, R. Kruijne, and D. van Kraalingen (2004). "The GeoPEARL model. Part II. User Guide and model description update". RIVM report 716601008/2004. RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- Triantafyllidis, V., D. Hela, et al. (2009). "Soil Dissipation and Runoff Losses of the Herbicide Pendimethalin in Tobacco Field." Water Air and Soil Pollution 201(1-4): 253-264.
- Van Dam, J.C. (2000). "Field scale water flow and solute transport. SWAP concepts, parameter estimation, and case studies." Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, the Netherlands.
- Van der Weide, R.Y., F. van Alebeek, R. vanden Broek (2008). "En de boer, hij ploegde niet meer?", Literatuurstudie naar de effecten van niet kerenden grondbewerking versus ploegen., PPO-AGV rapport, project nr. 3250128700, september 2008
- Wiese, A. F., K. E. Savage, et al. (1980). "Loss of fluometuron in runoff water." Journal of Environmental Quality 9(1): 1-5.
- Wohlfahrt, J., F. Colin, et al. (2010). "Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning." Ecological Indicators 10(4): 826-839.
- Wösten, J.H.M., G.J. Veerman, J. Stolte (1994). Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 1994. Technisch Document 18, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Anonieme rapporten

FOCUS (2001). FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev2.245pp.

FOOTPRINT (2008). Database containing complete PRZM parameterisation for FOOTPRINT soil, climate and crop scenarios. Project no. 022704 (SSP). http://www.eu-footprint.org/downloads/FOOTPRINT_DL20.pdf

United States Department of Agriculture (1986). Urban hydrology for small watersheds. Technical Release 55 (TR-55) (Second Edition ed.). Natural Resources Conservation Service, Conservation Engineering Division. ftp://ftp.wcc.nrcs.usda.gov/downloads/hydrology_hydraulics/tr55/tr55.pdf.

Informatiemap Beregenen op Maat 1998, 1998. Uitgave van Stuurgroep Landbouw Innovatie Noord Brabant, Tilburg januari 1998.

Bijlagen

Bijlage 1. Literatuurstudie Deneer & Beltman, 2009

Afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen vanaf vlakke percelen

J.W. Deneer & W.H.J. Beltman
Alterra, december 2009

1. Inleiding

In een recente rapportage in het kader van het project 'PILOT Onkruidbestrijding Maïs 2008 in de Hoge en Lage Raam' (Kroonen-Backbier en van der Hulst, 2009) worden de resultaten van metingen van herbiciden in oppervlaktewater in twee gebieden met maïs teelt beschreven. Er wordt geconcludeerd dat enkele herbiciden die in de maïs teelt in het onderzoeksgebied werden toegepast enkele malen de ecologische norm (MTR-waarden) overschreden.

Daarnaast werden in juni 2008 ook enkele op percelen aangetroffen waterplassen bemonsterd. Hierin werden in sommige gevallen zeer hoge gehalten van een aantal gewasbeschermingsmiddelen aangetroffen. Door een misverstand lagen de bemonsterde plassen echter buiten het onderzoeksgebied; hierdoor was voor deze percelen geen gedetailleerde informatie beschikbaar omtrent tijdstip en hoogte van de toepassing van de middelen. Hierdoor is niet duidelijk hoeveel tijd er was verstreken tussen het gebruik van de middelen en het aantreffen in de plassen op het perceel, en is het ook niet mogelijk om een verband te leggen met het aantreffen van de middelen in het oppervlaktewater in het onderzoeksgebied. De hoogte van de in de plassen aangetroffen concentraties doet echter bij PPO de bezorgdheid ontstaan dat afspoeling van deze middelen vanaf het perceel een grote bijdrage zou kunnen leveren aan de verontreiniging van het oppervlaktewater.

PPO (Praktijkonderzoek Plant & Omgeving) heeft om deze reden Alterra benaderd met het verzoek om te inventariseren wat er in de openbare literatuur bekend is omtrent afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen vanaf percelen naar oppervlaktewater. Hierbij is alleen gekeken naar de in Nederland gebruikelijke situatie en is afspoeling vanaf hellende percelen buiten beschouwing gelaten. Door het beperkte budget is de inventarisatie verkennend van karakter en zeker niet uitputtend te noemen.

2. Inventarisatie van literatuur met betrekking op de Nederlandse situatie

In het literatuursysteem Scopus is in eerste instantie gezocht zonder begrenzing in de tijd, waardoor alle in het systeem beschikbare literatuur tot 9 november 2009 werd gevonden.

Bij gebruik van de zoektermen {'oppervlakkig' OR 'oppervlakkige' OR 'afspoeling' OR 'afspoelen'} werden via Scopus verwijzingen naar publicaties van Meinardi et al. (1998, 1999) en van der Pas et al. (1997) gevonden.

Daarnaast werd na overleg met W. Appels (Centrum Bodem, Leerstoelgroep Ecohydrologie en Grondwaterkwaliteit, Wageningen Universiteit) gezocht op de auteursnamen 'A. Wierda' en 'H. Oosterom'; Appels verwees bovendien naar enkele rapporten (Wierda, 1990, 1991; Thunnissen, 1987; Fonck, 1968; Oosterom, 1979). Door G.J. Noij van Alterra werden enkele CWK/Alterra rapportages aangeleverd met betrekking op afspoeling van nutriënten (verwijzingen).

De rapportage van Deneer et al. (1999) richt zich weliswaar voornamelijk op spuitdift en atmosferische depositie, maar bevat tevens enige informatie omtrent afspoeling vanaf een aantal maïspercelen in het Zuid-Oosten van Noord-Brabant. Dit rapport is om die reden opgenomen in de literatuurlijst.

3. Studies met betrekking tot de Nederlandse situatie

3.1 Afstroming van water

Meinardi et al. hebben in een aantal publicaties de grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming van zand- en leemgebieden (Meinardi et al., 1998), kleigronden (Meinardi et al., 1998b) en veengebieden (Meinardi en Scholten, 1999) geïnventariseerd. Op basis van neerslagoverschotten en veronderstellingen over de afvoer naar het grondwater zijn langjaarlijkse gemiddelden geschat van de oppervlakkige afstroming voor heel Nederland (Meinardi en Scholten, 1999). De oppervlakkige afstroming, zoals gehanteerd door Meinardi, omvat naast stroming over het maaiveld echter ook tussenstroming onder het maaiveld en een combinatie van onverzadigde en verzadigde stroming nabij het freatisch vlak (Meinardi et al., 1998), en behelst derhalve meer dan alleen oppervlakkige afspoeling vanaf het maaiveld. De gehanteerde definitie van afstroming wijkt zodanig af van de hier bestudeerde afspoeling (oppervlakte-afvoer) dat de gepresenteerde resultaten niet toepasbaar zijn.

Thunnissen (1987) concludeert dat de hoeveelheid oppervlakte-afvoer die in een gebied op zal treden afhankelijk is van de neerslagintensiteit en de verdeling van de neerslag in de tijd, de maaiveldsberging, de infiltratiecapaciteit en de ontwateringssituatie van een perceel. Bij volledig vlakke percelen zal oppervlakte-afvoer pas van belang zijn bij zeer lage waarden van de infiltratiecapaciteit (≤ 1 mm/dag), terwijl bij graslandpercelen met een helling van 1 à 2% en voldoende ontwatering deze afvoer pas een rol van betekenis zal spelen bij infiltratiecapaciteiten beneden ca. 5 mm/dag. Uit studies aan grasland op enkeerd-, veldpodzol en laarpodzolgraslanden (Fonck, 1968) en aan grasland op lichte en zware zavel (RIJP, 1979) blijkt de infiltratiecapaciteit vaak nauwelijks gerelateerd te zijn aan bodemtype, maar sterk samen te hangen met het bodemgebruik. Verslumping, intensieve beweiding en berijding kunnen tot zeer lage infiltratiecapaciteiten leiden.

3.2 Afspoeling van nutriënten

Torenbeek (2003) concludeert voor 2 percelen op de kalkloze zandgronden nabij Boekelo dat voor nitraat de emissie naar oppervlaktewater ca. 12% van de nitraatbalans op perceelsniveau bedraagt, maar dat dit vrijwel uitsluitend via uitspoeling verloopt en run-off nauwelijks een rol speelt bij de emissie van stikstof naar oppervlaktewater. Voor fosfaat bedraagt de emissie naar oppervlaktewater ca. 7% van de fosfaatbalans op perceelsniveau, maar het grootste gedeelte hiervan verloopt via run-off. Met SWAP berekende debieten geven aan dat voor deze percelen ca. 6,4% (2000) resp. 3,8% (2001) van de gevallen neerslag het perceel via run-off had verlaten.

Van der Salm et al. (2006) beschrijven metingen aan de afspoeling van nutriënten vanaf een grasperceel op zware kleigrond in de Betuwe. Het perceel werd gedraineerd met behulp van drains en greppels. De auteurs concluderen dat de greppels verantwoordelijk waren voor afvoer van 60% van het neerslagoverschot en voor afvoer van 70 – 75% van de nutriënten. De afvoer door drains en greppels lag in het winterhalfjaar tussen de 244 mm (2002) en 284 mm (2004), terwijl in de zomer, vooral in mei/juni, slechts ca. 30 mm werd afgevoerd. In de zomer en het vroege najaar zijn krimp-scheuren aanwezig en kunnen de drains een relatief grote bijdrage leveren aan de waterafvoer. Als in de loop van de winter de scheuren dichtzwellen daalt de doorlatendheid van de kleibodem. In de loop van de winter neemt de bijdrage van de drains hierdoor steeds verder af en gaat het aandeel van de greppels overheersen. De aanvoer van water door greppels en drains bedroeg 90% van de slootafvoer, zodat verliezen door oppervlakkige afvoer anders dan door greppels waarschijnlijk slechts een geringe rol speelden. Afvoer via greppels is te beschouwen als een vorm van oppervlakkige afspoeling.

Tijdens het slotsymposium in het kader van de DOVE (diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit de Veehouderij) project, op 7 oktober 2008 georganiseerd door STOWA en de ministeries van LNV, VROM en V&W (http://www.stowa.nl/nieuws_agenda/Agenda/index.aspx?rid=110) zijn een aantal algemene conclusies getrokken met betrekking tot snelle emissieroutes van nutriënten naar oppervlaktewater. Er wordt weliswaar geconcludeerd op zware kleigronden is aangetoond dat

oppervlakkige afspoeling via greppels 60 – 90% van de totale belasting van het oppervlaktewater voor zijn rekening neemt. Plassen op het land lopen via graafgangen over naar het oppervlaktewater, waarbij oppervlakkige afvoer plaats vindt via snelle, korte afvoergolven die gepaard gaan met grote debieten en hoge vrachten aan fosfaat en zware metalen; ruim 60% van de slootafvoer bestaat uit oppervlakkig afstromend water. Er wordt niet in detail aangegeven in welk(e) seizoen(en) oppervlakkige afspoeling voornamelijk optreedt. Mogelijke maatregelen om snelle emissie te blokkeren zijn het aanleggen van bufferstroken of greppels, al dan niet in combinatie met een bufferstrook en bezinkplekken op het perceel, langs watergangen.

3.3 Afspoeling van gewasbeschermingsmiddelen

Wierda (1991) heeft uitvoerig stilgestaan bij het optreden van afstroming en het mogelijke verband met de aanwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen in het gebied van de Drentsche Aa. Oppervlakte-afvoer treedt vooral in het voorjaar en de zomer op, vanwege da dan voorkomende buien met hoge regenintensiteiten (Wierda, 1991). Oppervlakkige afspoeling zal in dit gebied waarschijnlijk geregeld optreden gedurende de zomer (Wierda en van Veen, 1992). De met een regensimulator verrichtte infiltratiemetingen werden redelijk tot goed beschreven door een vergelijking, die ook de invloed van het verbouwde gewas verdisconteren. Doordat alle onderzochte percelen een tamelijk vergelijkbaar (lemig-zandig) bodemtype hadden, kon de invloed van het bodemtype niet worden onderzocht. Wierda geeft voor dit bodemtype een overzicht van de berging en de doorlatendheid op het perceel (zowel op de akker als op verdichte plaatsen zoals rijsporen) voor verschillende gewassen (aardappelen, suikerbieten, mais, graan, grasland en braakliggend). Een hoge berging en hoge doorlatendheid gaan het optreden van afspoeling tegen. Op zandgebieden tonen velden met aardappelen en suikerbieten in de lente en zomer de grootste kans op het optreden van afspoeling. Er zijn grote variaties binnen een veld, wat heeft te maken met de eventuele aanwezigheid van verdichting. Bovendien treden er op aardappelvelden grote variaties in de tijd op, wat is te herleiden tot de teelt met ruggen. Velden met maïs hebben een lagere kans op het optreden van afspoeling (Wierda en Veen, 1992). De teelt van graan lijkt de infiltratiecapaciteit van een perceel nog verder te verhogen door de vorming van scheuren met preferente stroming rond de wortelen, vooral in droge perioden. Grasland is ook gevoelig voor plasvorming, maar de hoeveelheid afstroming wordt hier normaliter beperkt door de hoge bergingscapaciteit van de bovenste zodenlaag.

In lichtere zavelgronden en lemige zandgronden kan oppervlakteafstroming optreden (van der Pas et al., 1997). Door verslemping van de toplaag zal soms plasvorming optreden, maar door de aanwezigheid van verhoogde akkerranden wordt directe afvoer naar oppervlaktewater vaak verhinderd. Op een perceel zavelgrond (met aardappelen) op Overflakkee werd in september en oktober 1995 het optreden van oppervlakkige afstroming geconstateerd (van der Pas, 1997), waarbij in het afstromend water en slibmateriaal ook de op het perceel gebruikte gewasbeschermingsmiddelen (fluazinaam, metribuzin en bentazon) werden aangetroffen. De concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het afstromende water en grondmateriaal kunnen aanzienlijk zijn (fluazinaam: 6 µg/L, metribuzin: 35 µg/L, bentazon: 167 µg/L). De concentraties lijken af te nemen naarmate de tijd tussen toepassing van het middel en het tijdstip van afstroming toeneemt.

Van der Pas et al. (1997) concluderen dat afstroming van water en grond op zwaardere kleigronden slechts sporadisch voor komt, mede door krimpscheuren in het oppervlak, het gebruik van enigszins verhoogde akkerranden, waar ook dierlijke graafactiviteiten plaats vinden, en het ploegen op wintervoor. Op kleigrondpercelen van het Regionaal Onderzoeks Centrum Westmaas (Hoekse Waard) werd in de periode van mei 1995 – voorjaar 1996 in het geheel geen afstroming waargenomen, ook niet op stroken van een perceel waarop intensief met machines gereden werd.

Deneer et al. (1999) beschrijven de resultaten van metingen van (onder meer) oppervlakkige afspoeling die in de loop van 1997 werden uitgevoerd op een drietal percelen ten zuiden van Someren (zandgronden). De percelen waren geselecteerd met het oog op een verhoogde kans op afspoeling en zijn dus zeker niet representatief voor alle percelen in de betreffende regio. De percelen werden gekenmerkt door lokale laagtes in het perceel dicht bij de aangrenzende kavelsloten. Op het perceel waar de meeste metingen

werden uitgevoerd werd onderscheid gemaakt tussen water dat afstroomde op een plek met enigszins verhoogde akkerrand en een plek waar de akkerrand was doorgestoken. In de periode van week 20 – 45 werd vrijwel wekelijks op beide plekken afgespoeld water verzameld, waarna de concentraties van metolachloor, atrazin en bromoxynil werden bepaald. Metolachloor en atrazin werden tot ruim 2 maanden na toepassing in het afgestroomde water aangetroffen, terwijl bromoxynil slechts tot 3 weken na toepassing werd gevonden. De maximale concentraties waren 0,7 µg/L bromoxynil, 2,5 µg/L atrazin en 5,6 µg/L metolachloor resp. De concentraties namen in de tijd af, wat waarschijnlijk het gevolg is van de snellere afbraak van bromoxynil in bodem en water vergeleken met de andere 2 stoffen (Linders et al., 1994). Voor alle 3 de stoffen werden in het water van de doorgestoken akkerrand hogere concentraties aangetroffen dan op de niet doorgestoken plek (17 – 80 µg/L, 20 – 200 maal hoger, verschillend per stof). De auteurs wijten dit aan het meevoeren van gronddeeltjes door het afstromende water, waar door adsorptie relatief grote hoeveelheden gewasbeschermingsmiddelen aan hechten.

Wauchope en Leonard hebben een aantal semi-empirische rekenregels opgesteld om de maximaal optredende concentratie gewasbeschermingsmiddel in run-off van een agrarisch perceel te voorspellen (Wauchope en Leonard, 1980). Het tijdstip van het optreden van maximale concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater is gerelateerd aan het tijdstip van gebruik, het optreden van buien en een hoge berekende kans op oppervlakkige afvoer.

Burgoa en Wauchope (1995) vermelden de belangrijkste generalisaties uit een aantal reviews omtrent oppervlakkige afspoeling uit de periode 1975 – 1995:

- de hoeveelheden die via run-off het oppervlaktewater bereiken zijn veelal evenredig aan de toegepaste hoeveelheid, en daarom is het mogelijk de run-off uit te drukken als percentage van de gebruikte hoeveelheid; het gaat gewoonlijk om minder dan 0,5% maar onder extreme omstandigheden (hoge hellingsgraad > 10%, extreme meteo) kan dit oplopen tot 5%.
- De tijd tussen toepassing en optreden van run-off is van cruciaal belang, doordat de voor run-off beschikbare hoeveelheid exponentieel afneemt vanaf het moment van toepassing.
- De aard van de toepassing speelt een belangrijke rol; afspoeling neemt af in de volgorde 1) toepassing op blad, 2) toepassing op bodem, en 3) inwerken in bodem. In mindere mate kan de aard van de formulering een rol spelen, maar hier is nauwelijks gedetailleerd onderzoek naar verricht.
- Voor sterk aan bodem sorberende gewasbeschermingsmiddelen speelt afstroming via erosie van het sediment een rol. Voor minder sterk sorberende verbindingen verloopt de afstroming vooral via oplossen in het afstromende water.

4. Conclusies met betrekking tot afspoeling in de Nederlandse situatie

In de geraadpleegde literatuur zijn de volgende conclusies met betrekking tot afspoeling vanaf de onderzochte percelen aangetroffen:

- Oppervlakkige afspoeling van percelen van water kan optreden en wordt waargenomen;
- Er zijn enkele gerapporteerde metingen beschikbaar waarbij in afspoelend water gewasbeschermingsmiddelen zijn aangetroffen in concentraties van enkele tot tientallen µg/L;
- De intensiteit van optredende neerslag in relatie tot de infiltratie- en bergingscapaciteit van de grond is van belang voor het optreden van oppervlakkige afspoeling;
- Het onderscheid tussen klei- en zandgronden is van belang; op zandgronden is de kans op afspoeling het grootst in het zomerhalfjaar, terwijl de kans op afspoeling op kleigronden het grootst is in het winterhalfjaar;
- Op kleigronden treedt afspoeling via greppels vooral op gedurende het winterhalfjaar en zal gedurende het zomerhalfjaar de afvoer van water vooral via drains plaatsvinden;

- Op kleigronden zal de aanwezigheid van greppels de mogelijkheid voor oppervlakkige afspoeling sterk vergroten, waarbij afspoeling vanaf het gehele perceel plaats kan vinden.

Referenties

Burgoa, B., R.D. Wauchope (1995). Pesticides in run-off and surface waters. In: T.R. Roberts, P.C. Kearney (Eds.): Progress in Pesticide Biochemistry and Toxicology, Vol. 9: Environmental behaviour of agrochemicals. John Wiley & Sons, Chichester, U.K.

Deneer, J.W., R.A. Smidt, R.C.M. Merkelbach, A.M.A. van der Linden (1999). Emissieroutes van gewasbeschermingsmiddelen in de teelt van snijmaïs in het zuid-oosten van Noord-Brabant. Staring Centrum rapport 645, DLO – Staring Centrum, Wageningen.

Fonck, H. (1968). Een onderzoek naar de infiltratiecapaciteit van gronden in de Gelderssche Achterhoek. ICW nota 445. ICW, Wageningen.

Kroonen-Backbier, B., W. van der Hulst (2009). PILOT onkruidbestrijding maïs 2008 in de Hoge en Lage Raam. Voorkomen overschrijdingen van normen voor oppervlaktewater door herbicides gebruikt in de maïs. Rapport Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Wageningen.

Linders, J.B.H.J., J.W. Jansma, B.J.W.G. Mensink, K. Otermann (1994). Pesticides: benefaction or Pandora's box? RIVM rapport 679101014. RIVM, Bilthoven.

Meinardi, C.R., C.G.J. Schotten, J.J. de Vries (1998). Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland: Langjaarlijkse gemiddelden voor de zand- en leemgebieden. Stromingen 4 (3), 27 – 41.

Meinardi, C.R., G.A.P.H. van den Eerthwegh, C.G.J. Schotten (1998b). Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland, deel 2: De ontwatering van de kleigronden. Stromingen 4 (4), 5 – 19.

Meinardi, C.R., C.G.J. Schotten (1999). Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland, deel 3: De afwatering van veengebieden. Stromingen 5 (1), 5 – 18.

Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders (1979). Rond of vlak grasland in de Flevopolders. RIJP rapport 1979-20. Abw, Lelystad.

Thunnissen, H.A.M. (1987). Oppervlakte-afvoer: hoeveelheid en samenstelling. RIVM rapport 728472003. RIVM, Bilthoven.

Torenbeek, R. (2003). Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutriënten uit de veehouderij (DOVE). Stowa rapport 2003-16. Stowa, Utrecht.

Van der Pas, L.J.T., J.G. de Geus – van der Eijk, M. Leistra, M.I. Mul, J.H. Smelt, H.P. Versluis, O.H. Boersma (1997). Overwaaien, atmosferische depositie en afspoelen van bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw en groenteteelt op kleigrond. Staring Centrum rapport 506, DLO – Staring Centrum, Wageningen.

Van der Salm, C., J. Dolfig, J.W. van Groenigen, M. Heinen, G. Koopmans, J. Oenema, M. Pleijter, A. van den Toorn (2006). Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond. Alterra rapport 1266. Alterra, Wageningen.

Wauchope, R.D., R.A. Leonard (1980). Maximum pesticide concentrations in agricultural run-off: a semi empirical prediction formula. J. Environ. Qual. 9, 665 – 672.

Wierda, A. (1990). Meting en modellering van de infiltratiekarakteristieken van landbouwgronden in het stroomgebied van de Drentsche Aa. Vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, rapport 30, R.U. Groningen.

Wierda, A. (1991). Oriënterend onderzoek naar optreden van oppervlakteafvoer en aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in de Drentsche Aa. Vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, rapport 34, R.U. Groningen.

Wierda, A., A.W.L. Veen (1992). A rainfall simulator study of infiltration into arable soils. *Agricultural Water Management* 21, 119 – 135.

Bijlage 2. Koc- en DT50- waarden

Bron: IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemicals, global availability of information on agrochemicals, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>

actieve stof	Koc	DT50	opmerkingen
MCPA		25	
alachloor	335	14	
aminotriazol	geen informatie beschikbaar		in foot print database
amitrol		18	
atrazin	100	29	
benalaxyl	4998	54	
bromoxynil	302	8	
carbendazim		22	
carbofuran		14	
clopyralid	5	11	
DDT		6200	DT50 varieert van 4-30 jaar in gematigde zones
DDE	Log Koc 4.7	5000	metaboliet van DDT
DDD			metaboliet van DDT
dicamba		3.9	
diuron	813	89	
ethofumesaat		56	
fluazinam	16430	16.4	
fluometuron		89.8	
fluroxypyr		51	
fonofos	870	40	
glufosinaat-ammonium	600	7	
glyfosaat	1435	12	
hexazinone	54	105	DT50 (lab. 20 °C) 90, alg. literatuur: 59-64 dagen
isoproturon		23	
lactofen	10000		Literatuur DT50 varieert van 1-7 dagen
mecoprop	47	8.2	
mecoprop-P		21	
metazachloor	54	6.8	
methoxychloor	80000	120	
metolachloor	120	21	
metribuzin		19	
norflurazon	700	225	
oxadixyl	36	75	
pendimethalin	17581	90	
permethrin	100000	42	
pirimifos-methyl	1100	39	
pirimicarb		9	
simazin	130	90	
sulcotrione		3.6	
TCA-sodium	3		Literatuur DT50 varieert van 21-90 dagen
tebutam	25	60	
toxapheen	geen informatie beschikbaar		in foot print database
trifluralin	15800	170	

De DT50 die in bovenstaande tabel wordt weergegeven is de DT50 (field) van de bodem. Dit is de halfwaardetijd van de actieve stof weergegeven in dagen onder aerobe omstandigheden (soil degradation (days) aerobic)

Bijlage 3. Parshall flume



Figuur 30. Parshall flume om de hoeveelheid run off water te meten
<http://www.flowmeterdirectory.com/parshall.html>

Bijlage 4. Verslag van de workshop

Workshop Oppervlakkige afspoeling: relevantie en preventie

30 November 2011, Radix-gebouw, Wageningen

Aanwezig: Pol (Ctgb), Pijnenburg (DLV Plant), Dogterom (DLV Plant), Boesveld (nVWA), Kroonen-Backbier (PPO), Evenhuis (PPO), Steinbusch (Cumela), Bouwman (Nefyto), Jilderda (Nefyto), Schröder (Nefyto), Van der Hulst (Waterschap Aa en Maas), Lambregts (Waterschap Brabantse Delta), Van der Weide (PPO), Schepers (PPO), Beltman (Alterra), Massop (Alterra), Groenendijk (Alterra), De Werd (PPO), Vaessen (Waterleiding Maatschappij Limburg), Boesten (Alterra), Tiktak (Planbureau voor de Leefomgeving), Florijn (Infrastructuur & Milieu)

Aanleiding en doel: Op verschillende niveaus en in diverse projecten werken bedrijfsleven en overheden samen om normoverschrijdingen door gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater terug te dringen. Hiervoor is inzicht nodig in de bijdrage die verschillende emissieroutes aan overschrijdingen leveren. Van oppervlakkige afspoeling wordt op basis van monitoringsresultaten, praktijkkennis en een literatuurscan aangenomen dat er normoverschrijdingen door kunnen ontstaan. Tijdens de workshop wordt op basis van bestaande kennis uit binnen- en buitenland inzichtelijk gemaakt in hoeverre oppervlakkige afspoeling van (vrijwel) vlakke percelen verantwoordelijk kan zijn voor (piek)belasting van oppervlaktewater.

Programma:

13.30-13.40 Opening door dagvoorzitter: Huub Schepers

13.40-14.00 Toelichting project Oppervlakkige afspoeling:
Rommie van der Weide

14.00-14.30 Rol van oppervlakkige afspoeling in intensieve maasteeltgebieden:
Brigitte Kroonen-Backbier

14.30-15.00 pauze

15.00-15.30 Resultaten oppervlakkige afspoeling in literatuur en modelstudies:
Bert Evenhuis en Wim Beltman

15.30-17.00 Discussie aan de hand van 3 stellingen

Verslag: De presentaties zijn na afloop per e-mail verstuurd naar alle deelnemers en ook naar diegenen die wel waren uitgenodigd maar niet bij de workshop aanwezig konden zijn. Na iedere presentatie was er gelegenheid tot het stellen van vragen. Aan het einde van de workshop is met de gehele groep gediscussieerd aan de hand van 3 stellingen. In deze discussie werden de volgende punten naar voren gebracht:

1. *Oppervlakkige afspoeling draagt in belangrijke mate bij aan het ontstaan van normoverschrijdingen in het oppervlaktewater in Nederland.*

- In deze workshop zijn meetgegevens uit Nederland -en literatuur gegevens uit het buitenland- gepresenteerd die een *indicatie* geven dat oppervlakkige afspoeling in sommige situaties een rol kan spelen.

- Er zijn nog geen *keiharde* meetgegevens dat oppervlakkige afspoeling in Nederland belangrijk bijdraagt aan de normoverschrijdingen.
 - i. Emissie actieve stof naar oppervlakte water niet gekwantificeerd.
 - ii. Emissie vertalen in risico op normoverschrijding nodig (afgeleid van Kader Richtlijn Water normering).
 - iii. Vergelijking met drift als bron voor emissie kan met de huidige gegevens niet worden gedaan.
- 2. *Kwantificering van oppervlakkige afspoeling kan beter worden bepaald in praktijkpercelen dan in een experiment.*
 - Een experiment zou beter zijn om gegevens te verzamelen die gebruikt kunnen worden om een model -dat uitspraken doet over oppervlakkige afspoeling- te bouwen en te valideren.
 - i. Eén experiment geeft hiervoor beperkte data set
 - Metingen in praktijksituaties zullen een beeld geven over het al dan niet incidenteel of veelvuldig optreden van plasvorming eventueel gevolgd door afspoeling en of dit leidt tot normoverschrijdingen in oppervlaktewater.
 - i. Slim monitoren -> perceelskeuze (hoeveel?)- > relevantie
 - ii. Meting in praktijk vgl. met uitkomsten model
 - Neem theorievorming mee
 - i. PhD bij WUR onderzoekt plasvorming; resultaten relevant voor oppervlakkige afspoeling gewasbeschermingsmiddelen?
- 3. *Oppervlakkige afspoeling is een incident net als puntemissie. Dus geen onderdeel maken van toelatingsbeoordeling maar maatregelen ontwikkelen voor de praktijk.*
 - Oppervlakkige afspoeling zit al in de beoordeling van EU
 - i. 4 scenario's met helling
 - Metingen bij praktijkpercelen in diverse regio's in Nederland zullen eerst moeten laten zien of het incidenten zijn of dat deze emissieroute algemeen voorkomt.
 - i. Kwantificering is nodig
 - ii. Inzicht nodig in sturende actoren voor ontwikkeling effectieve maatregelen
 - iii. Gevoeligheidsanalyse van actoren nodig
 - Kritische gedeelten van een perceel – lage plekken vlakbij een watergang- kunnen gericht worden aangepakt waardoor oppervlakkige afspoeling niet meer optreedt.
 - Oppervlakkige afspoeling kan optreden
 - i. Dus wel onderdeel maken van toelatingsbeoordeling

De discussies en inzichten die in deze workshop naar voren zijn gebracht, zullen worden meegenomen bij het plan van aanpak 2012.