

32/uub(456)2^e ex

**Belasting van grond- en oppervlaktewater met
bestrijdingsmiddelen in de stroomgebieden van de Beerze,
Reusel en Rosep**

**W.H.B. Aarnink
F.J.E. van der Bolt
R.C.M. Merkelbach
E. Westein**

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

Rapport 456

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1996



25 JUN 1997

lsn 935698*

REFERAAT

Aarnink, W.H.B, F.J.E. van der Bolt, R.C.M. Merkelbach, E. Westein, 1996. *Belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 456 107 blz.; 24 fig.; 27 tab.; 42 ref.; 1 aanh.

De belasting van grond- en oppervlaktewater via verschillende emissieroutes is gekwantificeerd. De belasting wordt veroorzaakt door een klein aantal bestrijdingsmiddelen. Of deze stoffen in het grond- en oppervlaktewater belanden, wordt sterk door de hydrologie bepaald. Zowel de bodemfysische en bodemchemische omstandigheden als fysische-chemische eigenschappen van een bestrijdingsmiddel hebben eveneens grote invloed op het gedrag van de stof.

Trefwoorden: bodem, grondwater, hydrologie, waterkwaliteit

ISSN 0927-4499

©1996 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

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

Project 5846

[RAP456.EVR 02/97]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Bestrijdingsmiddelengebruik	15
2.1 Gebruik van bestrijdingsmiddelen buiten de landbouw	15
2.1.1 Overheidsinstellingen	15
2.1.2 Gemeenten	16
2.1.3 Particulieren	17
2.2 Gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw	19
2.2.1 Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen	19
2.2.2 Landbouw	20
2.3 Totaalgebruik van bestrijdingsmiddelen	23
3 Selectie en beschrijving voorbeeldstoffen	25
3.1 Selectie van de voorbeeldstoffen	25
3.2 Eigenschappen van de voorbeeldstoffen	26
3.3 Gebruik van de voorbeeldstoffen	27
4 Methode om emissie van bestrijdingsmiddelen te berekenen	29
4.1 Emissieroutes van bestrijdingsmiddelen	29
4.1.1 Emissie naar het oppervlaktewater	29
4.1.2 Emissie naar het bodemoppervlak	31
4.1.3 Emissie naar het grondwater	31
4.1.4 Emissie naar de lucht	31
4.2 Kwantificeren van emissie	32
4.2.1 Berekening van de druppeldrift	32
4.2.2 Berekening van uitspoeling met PESTLA	33
4.2.3 Simulatie regionale waterhuishouding met SIMGRO	35
4.2.4 Koppeling ISBEST-SIMGRO-PESTLA	38
5 Resultaten voor de voorbeeldstoffen	41
5.1 Presentatie	41
5.2 Relaties tussen belasting en abiotische omstandigheden	43
5.2.1 Relatie belasting diepere grondwater en GLG	43
5.2.2 Relatie belasting oppervlaktewater en GLG	45
5.2.3 Relatie belasting diepere grondwater en organischestoffractie	46
5.2.4 Relatie belasting oppervlaktewater en slootdichtheid	47
5.3 Resultaten	47
5.3.1 Atrazin en de metabolieten desethyl-atrazin en 2-hydroxy-atrazin	47
5.3.2 Bentazon	54
5.3.3 Fluazinam	56

5.3.4 MCPA	58
5.3.5 Metamitron	60
5.3.6 Metolachloor	62
5.3.7 Lindaan	64
5.4 Effecten van sorptie	65
5.5 Vergelijken van de voorbeeldstoffen	67
5.6 Uitspoeling in AHS en GHS	68
5.7 Diuron	69
6 Totale belasting van grond- en oppervlaktewater in het studiegebied	71
6.1 Totale belasting van het grondwater	71
6.2 Schatten van de totale belasting van het oppervlaktewater	74
6.3 De totale belasting van grond- en oppervlaktewater	77
7 Monitoring	79
7.1 Monitoring van bestrijdingsmiddelen in grondwater	80
7.2 Monitoring van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater	83
7.3 Aanbevelingen voor het monitoren van bestrijdingsmiddelen	86
8 Discussie en conclusies	89
8.1 Gebruik	89
8.2 Modelberekeningen	90
8.3 Totale belasting	93
8.4 Monitoring	96
8.5 Relatie tot MJP-G	97
Literatuur	99

Aanhangsel

1 De belasting van het diepere grondwater per deelgebied en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied voor het twintigste jaar van de simulatie voor de voorbeeldstoffen	103
--	-----

Woord vooraf

In 1995 en 1996 heeft DLO-Staring Centrum het onderzoek naar de belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep uitgevoerd in opdracht van de Provincie Noord-Brabant.

Om het onderzoek te begeleiden heeft de opdrachtgever een begeleidingscommissie ingesteld. Daarin hebben zitting gehad:

Ing. A.D. Bannink (Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant)

Ing. A. Boer (Gewestelijke Raad van het Landbouwschap, tot 1-1-1996)

Dr. Ir. P.J.A.G. Deenen (Bureau Bodembescherming, Prov. Noord-Brabant)

Ing. R. Faasen (RIZA)

Drs. J.J.P. Gardeniers (Landbouwuniversiteit Wageningen, vakgroep Aquatische oecologie en waterkwaliteit)

Dr. J. Hemelraad (Waterschap De Dommel)

Ing. P. Jansen (Bureau Oppervlaktewater, Prov. Noord-Brabant)

Drs. A. Mol (Bureau Oppervlaktewater, Prov. Noord-Brabant)

Ir. R.E. Ruytenberg (Bureau Grondwater, Prov. Noord-Brabant)

Agrorama BV te Veghel heeft medewerking aan dit onderzoek verleend door verkoopcijfers van bestrijdingsmiddelen ter beschikking te stellen.

Naast de auteurs hebben andere SC-DLO medewerkers een bijdrage aan het Project geleverd. Ir. P.Groenendijk heeft een eerste aanzet gegeven tot de inhoudelijke invulling van het onderzoek. Dr. J.J.T.I. Boesten, dr. M. Leistra en ing. J.G. Kroes M.Sc. (allen SC-DLO) hebben tijdens het onderzoek advies geleverd en hebben de rapportage becommentarieerd.

Samenvatting

In de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep komen naast gebieden met intensieve vormen van landbouw ook gebieden voor met relatief hoge natuurwaarden. Grote delen van de landbouwgronden in de genoemde stroomgebieden zijn gelegen binnen de Groene Hoofdstructuur. Om een beeld te krijgen van de omvang van de milieubelasting door bestrijdingsmiddelen is in de onderhavige studie, naast de omvang van het gebruik, de belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen berekend in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep.

Gebruik bestrijdingsmiddelen

Het totaalgebruik van bestrijdingsmiddelen bedroeg in 1993 in het studiegebied ruim 144 000 kg. Overheidsinstellingen, gemeenten en particulieren zijn gezamenlijk verantwoordelijk voor 1,5% van het totale gebruik. De resterende 98,5% wordt gebruikt door de landbouw. Het bestrijdingsmiddelengebruik door de landbouw is berekend met het InformatieSysteem BESTrijdingsmiddelen (ISBEST). Het niet-landbouwkundig gebruik is geschat aan de hand van enquêtemateriaal. In het studiegebied worden 184 werkzame stoffen toegepast; 24 van deze stoffen bepalen 90% van het totale gebruik. De teeltsectoren akkerbouw (inclusief snijmaïs: 51%), vollegrondsgroenteteelt (30%), boomkwekerij (9%) en veehouderij (6%) gebruiken het merendeel (96%) van de in het studiegebied toegepaste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen.

Modelberekeningen voor voorbeeldstoffen

De routes die in het kader van deze studie zijn gekwantificeerd zijn drift, afspoeling en uitspoeling via de bodem voor de emissie naar oppervlaktewater en de uitspoeling voor de emissie naar grondwater. De uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater is gesimuleerd met het model PESTLA. De drift is geschat aan de hand van driftfactoren en de slootdichtheid. De afspoeling van gerioleerd verhard oppervlak is geschat met een emissiefactor. Voor de beschrijving van de hydrologie van het studiegebied is gebruik gemaakt van de in een eerder stadium voor het studiegebied uitgevoerde simulatie van de regionale waterhuishouding (Van der Bolt et al., 1996a en 1996b). Voor de berekening van de vochthuishouding in de onverzadigde zone worden in SIMGRO twee reservoirs beschouwd, één voor de wortelzone en één voor de ondergrond. Om de voor stoftransport noodzakelijke vochtinhouden en fluxen te verkrijgen zijn de SIMGRO-waterbalansen omgezet naar waterbalansen per compartiment voor PESTLA. Er is over een periode van 20 jaar gerekend met 7 voorbeeldstoffen en 2 metabolieten.

De keuze voor deze stoffen is gebaseerd op fysisch-chemische eigenschappen en de omvang van het gebruik in het studiegebied binnen een gewas dat is opgenomen in het bestand Landelijk Grondgebruik Nederland (Thunnissen et al. 1993). Dat betekent dat voor de voorbeeldstoffen per deelgebied berekeningen zijn uitgevoerd voor de landgebruiksvormen grasland, maïs, granen, aardappels en bieten. De voorbeeldstoffen zijn zo gekozen dat ze qua fysisch-chemische eigenschappen het hele bereik van fysisch-chemische eigenschappen voor de totale groep van 184 in het gebied toegepaste

werkzame stoffen omvatten. De geselecteerde voorbeeldstoffen zijn: MCPA, bentazon, atrazin, metolachloor, metamitron en fluazinaam. Lindaan is toegevoegd vanwege haar geringe omzettingssnelheid. Voor atrazin is de uitspoeling van de metabolieten (omzettingproducten) 2-hydroxy-atrazin en desethyl-atrazin ook berekend.

Resultaten van de voorbeeldstoffen

Volgens de berekeningen kunnen in het studiegebied de voorbeeldstoffen atrazin, bentazon, metolachloor en MCPA, evenals de metaboliet desethyl-atrazin in het bovenste grondwater worden aangetroffen (berekende concentratie hoger dan $0,001 \mu\text{g.l}^{-1}$). Overschrijding van de drinkwaternorm ($0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$) treedt voor atrazin, metolachloor en MCPA op enkele procenten van het studiegebied op. Voor bentazon daarentegen wordt voor 98% van het studiegebied een overschrijding van de drinkwaternorm berekend. De mate van belasting van het grondwater door bestrijdingsmiddelen hangt af van de omvang van het gebruik, de fysisch-chemische eigenschappen van de middelen en de abiotische omstandigheden. Van de abiotische factoren zijn de organischestofffractie (van de bovengrond) en de hydrologie (uitgedrukt in de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG)) van invloed op de uitspoeling.

Verschillen in uitspoeling tussen deelgebieden worden grotendeels veroorzaakt door verschillen tussen deelgebieden in de hydrologie; de organischestofffractie van de bodem varieert in dit gebied nauwelijks. Voor de stof bentazon is duidelijk waar te nemen dat bij een diepere grondwaterstand de belasting van het grondwater toeneemt. Dit als gevolg van een toename van de grondwateraanvulling. Bij de berekeningen is conform het toelatingsbeleid aangenomen dat er geen afbraak van bestrijdingsmiddelen voorkomt beneden de 1 m - mv. Wanneer in de ondergrond wel afbraak plaatsvindt dan zal de belasting van het grondwater afnemen. Bij een hogere grondwaterstand neemt de flux naar de ontwateringsmiddelen toe en spoelt minder uit naar het grondwater. De kans op vracht van het oppervlaktewater neemt daarmee toe. Vooral voor mobiele stoffen, waarvan bentazon een extreem voorbeeld is, wordt op deze wijze duidelijk dat de hydrologie sturend is in de verdeling van de belasting van grond- en oppervlaktewater.

Belasting van het oppervlaktewater treedt ook op via de route drift (verwaaing tijdens spuiten). Deze is lineair verondersteld met de slootdichtheid. Voor de stoffen die nauwelijks uitspoelen is drift de belangrijkste belastingsroute. Voor die stoffen kunnen verschillen tussen deelstroomgebieden worden verklaard door verschillen in slootdichtheid. Voor de mobielere stoffen waarvoor de belasting via de ondergrond groter is dan de belasting via drift is er geen rechtstreekse relatie tussen de belasting en de slootdichtheid. De uitspoelingsfractie naar het oppervlaktewater is voor alle voorbeeldstoffen met uitzondering van bentazon, groter dan de fractie die naar het diepere grondwater gaat.

Vanwege de verhoogde concentraties van diuron in een aantal beken in Noord-Brabant (Huijser, 1994) en de afwijkende emissieroute voor deze stof als gevolg van het gebruik op gerioleerd verhard oppervlak is voor diuron de emissie via afspoeling geschat. De berekende belasting van het grondwater met diuron is te verwaarlozen; de berekende belasting van het oppervlaktewater via drift en afspoeling bedraagt bij een totaal gebruik van 408 kg. resp. 0,68 tot 2,56 kg.

Betrouwbaarheid van de resultaten

Om de betrouwbaarheid van modellen en invoergegevens te kunnen schatten, is het noodzakelijk de gebruikte modellen te toetsen aan meetgegevens. In deze studie waren dergelijke meetgegevens niet beschikbaar. Daarom wordt benadrukt dat de resultaten uit deze studie slechts een kwalitatief beeld geven. Er wordt inzicht gegeven in het gedrag van bestrijdingsmiddelen in het algemeen en in de regionale problematiek van de belasting van grond- en oppervlaktewater voor Midden-Brabant.

De totale belasting van grond- en oppervlaktewater

Voor de 7 voorbeeldstoffen is de totale belasting berekend. Voor de resterende 177 van de 184 in het studiegebied toegepaste stoffen is de milieubelasting in twee stappen geschat op basis van de berekeningen met 7 voorbeeldstoffen. In de eerste stap zijn de parameterwaarden afgeleid voor een vergelijking (Van der Zee en Boesten, 1991) die op basis van de fysisch-chemische eigenschappen en de organischestoffractie een relatieve belasting van het grondwater voorspelt. Met deze vergelijking is het mogelijk de fractie van de toegepaste stof die uitspoelt naar grond- en oppervlaktewater te schatten. Door deze berekende stoffeigen uitspoelingsfractie te vermenigvuldigen met het gebruik van de betreffende stof wordt de belasting van het diepere grondwater verkregen. Deze stap kan alleen worden doorlopen voor stoffen waarvoor én de halfwaardetijd én de evenwichtsconstante voor sorptie aan organische materiaal bekend zijn. Sommatie van de belasting voor deze (127 van de 177) stoffen levert een bijdrage aan de totale belasting van het grondwater (op 1 m - GLG).

Als tweede stap is voor deze 127 werkzame stoffen de gebiedsgemiddelde emissiefactor bepaald. De belasting door de resterende 50 stoffen is geschat door de genoemde gemiddelde emissiefactor te vermenigvuldigen met het totaalgebruik van deze stoffen. Aldus wordt de totale belasting van het diepere grondwater in het studiegebied geschat op 304 kg. Dit is 0,21% van het totale gebruik. De belasting van het bovenste grondwater bedraagt 375 kg, oftewel 0,26% van het gebruik. De belasting van het oppervlaktewater via de bovengrondse route (drift) is bepaald door het totaalgebruik van alle bestrijdingsmiddelen (exclusief de grondontsmettingsmiddelen) te vermenigvuldigen met een gemiddelde driftfactor, die is afgeleid van de modelberekeningen.

Ten slotte is voor 4 stoffen de belasting van het oppervlaktewater via afspoeling geschat. Door ondergrondse en bovengrondse belasting te sommeren is de totale belasting verkregen. De belasting van het oppervlaktewater wordt geschat op 131 kg, hetgeen overeenkomt met 0,1% van het totale gebruik. Bijna 55% van de totale belasting van het oppervlaktewater wordt veroorzaakt door uitspoeling via de bodem, 40% is het gevolg van drift, 5% wordt veroorzaakt door afspoeling. De totale belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen wordt in het studiegebied geschat op 435 kg.

Deze resultaten geven (voor het studiegebied) aan dat de belasting van het grondwater met bestrijdingsmiddelen groter is dan de belasting van het oppervlaktewater. Hierbij moet in ogenschouw worden genomen dat bij de berekening van uitspoeling steeds is uitgegaan van een 'worst case' benadering, hetgeen betekent dat de verdamping, de interceptie en de opname door het gewas evenals de afbraak in de diepere ondergrond

zijn verwaarloosd. Daarnaast is de belasting via atmosferische depositie niet gekwantificeerd.

Het monitoren van bestrijdingsmiddelen in grond- en oppervlaktewater

Het blijkt mogelijk op basis van de resultaten van deze studie een aanzet te geven voor het opzetten van een optimaal en efficiënt monitoringprogramma voor zowel het grond- als oppervlaktewater dat is gebaseerd op het screenen van emissie-gevoelige gebieden. Daarbij wordt aangegeven hoe keuzes moeten worden gemaakt over de te analyseren werkzame stoffen, de locatie, het tijdstip, de diepte en de frequentie van de monsternamen. Voor de realisatie van het monitoringnetwerk is het noodzakelijk dat bekend is waar en wanneer welke middelen worden toegepast. Het monitoringprogramma kan na een aantal jaren op basis van de meetresultaten worden verfijnd.

1 Inleiding

In de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep komen naast gebieden met intensieve vormen van landbouw ook gebieden voor met relatief hoge natuurwaarden. Ruim eenderde van de landbouwgronden in het stroomgebied van de Kleine en de Grootte Beerze is aangemerkt als gelegen binnen de Groene Hoofdstructuur (GHS). Voor de Reusel en Rosep bedragen de percentages respectievelijk 44% en 54%. Aangezien (potentiële) natuurontwikkeling sterk gerelateerd is aan (abiotische) milieukwaliteit is het van groot belang dat laatstgenoemde inzichtelijk wordt gemaakt voor de betreffende stroomgebieden. In een regio waar het grondgebruik voornamelijk een agrarische bestemming heeft moet daarbij vooral gedacht worden aan de belasting van grond- en oppervlaktewater door nutriënten en bestrijdingsmiddelen.

In de afgelopen jaren is in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep reeds een studie uitgevoerd naar de emissie van nutriënten (Van der Bolt et al., 1996b). Het doel van de onderhavige studie is om de belasting van grond- en oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen inzichtelijk te maken.

In het studiegebied worden door overheidsinstanties, gemeenten, agrariërs en particulieren bestrijdingsmiddelen toegepast. Een deel van deze middelen of hun residuen komen op ongewenste plaatsen in het milieu terecht. Deze diffuse wijze van belasting heeft betrekking op alle milieucompartimenten te weten oppervlaktewater, grondwater, bodem en lucht. De (toxische) eigenschappen van de middelen, die uiteraard samenhangen met de werking van deze middelen, kunnen in de praktijk leiden tot dusdanige concentraties dat inname van ruwwater voor drinkwaterbereiding moet worden stilgelegd of dat er ongewenste effecten optreden op flora en fauna.

Het doel van deze studie is het inzichtelijk maken van het bestrijdingsmiddelengebruik en de daaruit voortvloeiende belasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Dit doel is in vijf fasen gerealiseerd:

- Eerst is het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het studiegebied voor 4 gebruikscategorieën (overheidsinstanties, gemeenten, agrariërs, particulieren) geïnventariseerd. Het bestrijdingsmiddelengebruik buiten de landbouw is geïnventariseerd via een literatuurstudie en een enquête. Het gebruik van bestrijdingsmiddelen binnen de landbouw is geschat met het Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen (ISBEST).
- Daarna zijn de verschillende emissieroutes naar de milieucompartimenten grond- en oppervlaktewater in kaart gebracht. Wanneer de meest relevante emissieroutes zijn geselecteerd, kan het instrumentarium om inzicht te krijgen in de grootte van vooral de ondergrondse emissieroutes van bestrijdingsmiddelen worden gedefinieerd.
- Met dit instrument is vervolgens het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem gesimuleerd. De belasting naar grond- en oppervlaktewater is voor in totaal 8 voorbeeldstoffen berekend.
- Met behulp van deze rekenresultaten kan een schatting worden gemaakt van de totale belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen binnen het studiegebied.

- Op basis van de verkregen informatie kunnen ten slotte adviezen worden gegeven voor het monitoren van bestrijdingsmiddelen in grond- en oppervlaktewater in het studiegebied.

De inhoud van het rapport is analoog aan de onderzoeksopzet. In hoofdstuk 2 worden methode en resultaten van de inventarisatie van het middelengebruik beschreven. In het derde hoofdstuk ingegaan op de selectie van de 8 voorbeeldstoffen en worden de eigenschappen van deze stoffen beschreven. De methode van de emissieberekeningen is beschreven in hoofdstuk 4. De resultaten van deze berekeningen worden in hoofdstuk 5 per stof gepresenteerd. In hoofdstuk 6 wordt vervolgens een schatting van de totale belasting van grond- en oppervlaktewater gemaakt. Een advies over monitoring wordt gegeven in hoofdstuk 7. In het laatste hoofdstuk worden resultaten bediscussieerd, worden conclusies getrokken en worden aanbevelingen gedaan. In Aanhangsel 1 zijn de ruimtelijke patronen van de belasting van grond- en oppervlaktewater voor de voorbeeldstoffen weergegeven.

2 Bestrijdingsmiddelengebruik

Bestrijdingsmiddelen worden gebruikt om de schadelijke effecten van ziekten en plagen te voorkomen of tot een minimum te beperken. Binnen de landbouw is het gebruik van bestrijdingsmiddelen in ons land grotendeels gebaseerd op economische motieven. Buiten de landbouw spelen, vooral bij de onkruidbestrijding, ook esthetische motieven een niet-onbelangrijke rol.

In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van het totaalgebruik van bestrijdingsmiddelen in 1993 in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Er wordt een indruk gegeven van het gebruik binnen de landbouw en daarbuiten. Voor het gebruik buiten de landbouw worden 3 categorieën onderscheiden, te weten overheidsinstellingen, gemeenten en particulieren.

2.1 Gebruik van bestrijdingsmiddelen buiten de landbouw

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen buiten de landbouw beperkt zich qua volume hoofdzakelijk tot onkruidbestrijdingsmiddelen of herbiciden. Deze middelen worden niet alleen ingezet bij het onderhoud van plantsoenen, moestuinen en gazons, maar ook om verhardingen zoals wegen, parkeerplaatsen en tennisbanen onkruidvrij te houden. Er is in Nederland in kwantitatieve zin weinig bekend over het gebruik van bestrijdingsmiddelen buiten de landbouw. Aan de hand van landelijke studies en met behulp van enquêtes in het studiegebied is getracht een kwantitatief beeld te krijgen van het bestrijdingsmiddelengebruik buiten de landbouw.

2.1.1 Overheidsinstellingen

Onder deze categorie worden gerekend Rijkswaterstaat, Provincie, Ministerie van Defensie, Staatsbosbeheer, recreatieschappen en waterschappen. Middels een uitgebreide enquête heeft het Centraal Bureau voor de Statistiek deze instanties bevraagd over het gebruik van bestrijdingsmiddelen door hun dienst (CBS, 1995). Uit deze gegevens blijkt dat de bevraagde instellingen vooral gebruik maken van onkruidbestrijdingsmiddelen voor het onderhoud in beplantingen en het onkruidvrij houden van wegen en andere vormen van verhard oppervlak.

Uit de gegevens van het CBS kan worden afgeleid dat de hierboven genoemde instellingen in de hele provincie Noord-Brabant in 1993 in totaal ongeveer 1 300 kg werkzame stof hebben gebruikt. Zoals verwacht betreft dit merendeels onkruidbestrijdingsmiddelen (99%). Uitgaande van een homogene verdeling van het gebruik in de provincie en met de wetenschap dat het studiegebied éénachtste van het oppervlak van de totale provincie bestrijkt, kan het gebruik van bestrijdingsmiddelen door de genoemde instellingen in het studiegebied worden berekend (tabel 1).

Tabel 1 Het totale gebruik van bestrijdingsmiddelen door overheidsinstellingen (excl. gemeenten) in het studiegebied in 1993 in kg werkzame stof.

Glyfosaat	39
Dalapon	35
Simazin	35
MCPA	17
Diuron	14
Mecoprop-p	10
Overige middelen	19
Totaal	169

Naast deze landelijke cijfers is ook recente informatie beschikbaar specifiek voor het studiegebied. Waterschap de Dommel maakt inmiddels geen gebruik meer van chemische bestrijdingsmiddelen voor het onderhoud van waterlopen en wegen (Ketelaars, 1995). Tevens is bekend dat het gebruik door de provincie Noord-Brabant in het studiegebied tot 11 kg in 1994 is afgenomen. In het noordoosten van het studiegebied wordt 10 km spoorbaan aangetroffen. Voor het totale spoorwegennet is in 1993 een gebruik berekend van 6 500 kg werkzame stof (CBS, 1995). Daardoor kan het gebruik op het hier beschreven baanvak van 10 km worden verwaarloosd.

2.1.2 Gemeenten

Gemeentelijke diensten maken gebruik van bestrijdingsmiddelen bij verschillende onderhoudswerkzaamheden zoals het onkruidvrij houden van beplantingen en wegen en het onderhoud van waterlopen, natuurterreinen en sportvelden. In 1995 heeft de provincie Noord-Brabant onder de Noord-Brabantse gemeenten een enquête laten uitvoeren naar het bestrijdingsmiddelengebruik (Provincie Noord-Brabant, 1995). In totaal 8 van de 14 gemeenten in het studiegebied hebben gehoor gegeven aan de enquête. De resultaten van deze enquête gecombineerd met de eerder genoemde studie van het CBS (1995) maken het mogelijk totalen voor het hele studiegebied te schatten (tabel 2).

Tabel 2 Gebruik van bestrijdingsmiddelen door de 14 gemeenten in het studiegebied in 1994 in kg werkzame stof (w.s.). Tussen haakjes het geschatte gebruik op verhard oppervlak.

Glyfosaat (87%)	45
Diuron (60)	38
Dichlobenil (76)	29
Amitrol (58)	19
Simazin	9
Overige middelen	7
Totaal	147

Het grootste gebruik door gemeenten betreft ook hier herbiciden (99%). Afhankelijk van de stof vindt een deel van het gebruik plaats op wegen en andere verharde

oppervlakken (Provincie Noord-Brabant, 1995). De overige toepassingen vinden plaats in plantsoenen, op sportvelden, begraafplaatsen etcetera.

2.1.3 Particulieren

In en rond het huis maken particulieren gebruik van bestrijdingsmiddelen. Per huishouden gaat het daarbij om relatief kleine hoeveelheden die vaak voor heel specifieke doeleinden worden ingezet. In tegenstelling tot de andere gebruikscategorieën betreft de particulier zijn bestrijdingsmiddelen via de detailhandel. Hierbij moet vooral worden gedacht aan drogisterijen, dierenspecialzaken, bloemisten en hobby/tuincentra. Omdat de detailhandel de middelen alleen in de vorm van kleinverpakkingen aanbiedt, vindt verkoop aan bedrijven en instellingen nauwelijks plaats. In deze studie is getracht de verkoop van bestrijdingsmiddelen door de detailhandel in kaart te brengen, om zodoende een schatting te kunnen maken van het gebruik door particulieren.

In totaal zijn 50 verkooppunten in het studiegebied persoonlijk benaderd middels een enquête (Strik, 1994). In deze enquête zijn alleen vragen opgenomen over de verkoop van onkruidbestrijdingsmiddelen. Daadwerkelijke verkoop van bestrijdingsmiddelen is vastgesteld voor 22 verkooppunten; in 28 winkels werden geen bestrijdingsmiddelen verkocht. In totaal hebben 16 winkeliers meegewerkt aan de enquête. Na extrapolatie is een totale verkoop van ruim 67 kg berekend (tabel 3).

Tabel 3 Gemiddelde verkoop van herbiciden door specialzaken per verkooppunt (n = 16) en geschatte totale verkoop (n = 22) in 1993 in het studiegebied in kg werkzame stof (Strik, 1993).

Werkzame stof	Gemiddelde verkoop	Totale verkoop
Quaternaire ammoniumverbindingen (QUAD's)	1,975	44
Dichlobenil	0,375	8
2,4-D	0,344	8
Dicamba	0,119	3
Amitrol	0,106	2
Diuron	0,106	2
Overige herbiciden	0,035	<1
Totaal	3,045	67

Naast de eerder genoemde specialzaken vindt in het studiegebied ook verkoop aan particulieren plaats via de zogenaamde Boerenbond-winkels, geëxploiteerd door Agrorama BV. Dit bedrijf heeft informatie verstrekt over de totale verkoop van kleinverpakkingen in 1993 van 129 vestigingen. Met deze cijfers is een schatting gemaakt van de gemiddelde verkoop per vestiging. In het studiegebied worden door Agrorama BV in totaal 7 winkels geëxploiteerd hetgeen overeen komt met een totale verkoop van 490 kg (tabel 4).

Tabel 4 Gemiddelde verkoop van bestrijdingsmiddelen door Boerenbond-winkels (n = 129) en geschatte totale verkoop (n = 7) in 1993 in het studiegebied in kg werkzame stof.

Werkzame stof	Gemiddelde verkoop	Totale verkoop
Diuron	12,49	87
QUAD's	12,34	86
Amitrol	8,26	58
2,4-D	4,16	29
MCPA	1,49	10
Glyfosaat	0,90	6
Dicamba	0,46	3
Overige herbiciden	1,43	10
Overige middelen	28,71	201
Totaal	70,24	490

Onder de categorie overige middelen zijn hier alle niet-onkruidbestrijdingsmiddelen opgenomen, zoals insectbestrijders, schimmelbestrijders en ook middelen tegen muizen en ratten. Het totaal betreft ruim 30 afzonderlijke werkzame stoffen. Belangrijk verschil met de herbiciden is dat een groot deel van deze middelen binnenshuis worden toegepast en als zodanig nauwelijks het grond- en of oppervlaktewater direct belasten

Wanneer er vanuit wordt gegaan dat de aangekochte middelen in 1993 ook in dat jaar zijn toegepast, geeft een weergave van de verkoop tevens een goede schatting van het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Een totaalschatting van het gebruik van bestrijdingsmiddelen door particulieren in het studiegebied is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5 Gebruik van bestrijdingsmiddelen door particulieren in 1993 in het studiegebied in kg werkzame stof

Quaternaire ammoniumverbindingen (QUAD's)	130
Diuron	89
Amitrol	60
2,4-D	37
MCPA	10
Dichlobenil	8
Dicamba	6
Glyfosaat	6
Overige herbiciden	10
Overige middelen	201
Totaal	557

Volgens de Bestrijdingsmiddelenwet wordt ook ijzer(II)sulfaat tot de bestrijdingsmiddelen gerekend. Deze stof wordt vooral toegepast tegen mos in gazons. De totale verkoop van ijzersulfaat in dit soort verpakkingen wordt geschat op 1 600 kg. Van nature is ijzer ook als achtergrondelement in de bodem aanwezig in gehalten van bijna 2 g per kg grond (Schoumans en Köhlerberg, 1995). Deze gehalten leiden tot hoeveelheden ijzer in de bovenste 25 cm van 5 000 kg per ha. De toepassing van ijzersulfaat kan in dit licht worden verwaarloosd en wordt in deze studie niet verder in beschouwing genomen.

2.2 Gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw

In tegenstelling tot het gebruik buiten de landbouw is naar het agrarisch gebruik van bestrijdingsmiddelen inmiddels veel onderzoek gedaan. In 1992 heeft het CBS een uitgebreide enquête gehouden over het bestrijdingsmiddelengebruik onder bijna 3 000 bedrijven in Nederland (CBS, 1994). Ook het Landbouw Economisch Instituut (LEI) verzamelt jaarlijks gegevens over het gebruik van bestrijdingsmiddelen middels het LEI-Boekhoudnet in een steekproef over 1 500 bedrijven (Poppe, 1993).

Naast gegevens uit bovenstaande (landelijke) bronnen is gebruik gemaakt van enkele rapportages betreffende regionale projecten in Noord-Brabant (DLV, 1992;1993). Alle bruikbare informatie is opgenomen in het Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen, ISBEST (Merkelbach et al., in voorb.). Door integratie van verschillende gegevensbronnen is het mogelijk met dit systeem een realistische beschrijving te geven van het bestrijdingsmiddelengebruik op regionale schaal. Voor het beschrijven van het bestrijdingsmiddelengebruik in de onderhavige studie is dan ook gebruik gemaakt van dit informatiesysteem.

2.2.1 Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen

Het Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen, kortweg ISBEST, is ontwikkeld door DLO-Staring Centrum in samenwerking met het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM). Het informatiesysteem beschrijft het bestrijdingsmiddelengebruik in 82 gewassen in Nederland. In ISBEST worden, analoog aan de Landbouwtelling van het CBS (1993), 14 landbouwgebieden onderscheiden. Per gewas en per landbouwgebied wordt beschreven welke ziekten en plagen er voorkomen. Vervolgens wordt voor een gegeven gewas-plaag combinatie per landbouwgebied de plaagdruk en de chemische bestrijding (met behulp van de parameters dosering, toepassingsfrequentie en marktpositie van de afzonderlijke middelen) beschreven. Door de informatie over het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de verschillende gewassen te koppelen aan de area-len van die gewassen in de gemeenten, wordt een ruimtelijk beeld verkregen van de verdeling van het bestrijdingsmiddelengebruik in Nederland.

De informatie in ISBEST berust voor een groot deel op basisgegevens die a.h.w. de ruggegraat vormen van het systeem. Het betreft hier gegevens uit de Landbouwtelling van het CBS over de verdeling van de belangrijkste gewassen over alle gemeenten in Nederland (CBS, 1993). Daarnaast speelt ook de Gewasbeschermingskennisbank (GBK) van de Plantenziektenkundige Dienst (PD) een prominente rol (Janssen et al., 1994). Veel achtergrondinformatie over afzonderlijke bestrijdingsmiddelen zoals toelatingsnummers, werkzame stoffen en toelatingsvoorwaarden alsook coderingen voor plaagorganismen en gewassen is rechtstreeks uit de GBK overgenomen.

Naast de basisgegevens wordt op grote schaal praktijkinformatie verzameld over het gebruik in de verschillende gewassen. Deze informatie wordt in ISBEST vastgelegd m.b.v. de parameters plaagdruk, dosering, toepassingsfrequentie en marktpositie. Belangrijk in dit verband zijn bronnen als het CBS (1994) en het Boekhoudnet van het Landbouw Economisch Instituut (Buurma, 1995). Informatie over het gebruik van

grondontsmettingsmiddelen is afkomstig uit de Regulering Grondontsmettingsmiddelen (RGO) van de Plantenziektenkundige Dienst (Jellema, 1995). Ten behoeve van het onderhavige project is ISBEST tevens aangevuld met gebiedsspecifieke informatie. Deze informatie bestaat uit rapportages van de Dienst Landbouw Voorlichting waarin de resultaten van diverse (stimulerings)projecten in Zuid-Nederland worden beschreven (Roelands, 1992; vd Akker, 1992, 1994; DLV, 1994a, 1994b, 1995; Hendriks & Spank, 1994; Hoksbergen, 1994). Voor de uiteindelijke berekeningen is steeds uitgegaan van regionale gegevens. Deze waren echter maar voor een beperkt aantal gewassen beschikbaar, te weten: snijmaïs, suikerbiet, aardappel, wintertarwe, aardbei en prei. Voor de overige gewassen zijn landelijke gegevens gebruikt.

De ISBEST-parameters dosering en frequentie hebben betrekking op de directe toepassing van de werkzame stoffen in de praktijksituatie. De parameter plaagdruk geeft aan hoe ernstig de plaag is en wordt uitgedrukt als het deel van een gewasareaal dat daadwerkelijk chemisch wordt behandeld om een gegeven ziekte of plaag te bestrijden. Uitgaande van een te bestrijden plaag in een bepaald gewas bestaat er meestal een keuze uit verschillende werkzame stoffen. Deze keuze hangt af van de effectiviteit van werkzame stof in relatie tot de combinatie plaag-gewas, positieve nevenwerkingen op andere plagen en de prijs van de stof. Het (areaal)taandeel van een werkzame stof binnen een gewas-plaag-combinatie wordt weergegeven met ISBEST-parameter marktpositie. Wanneer het totale areaal van een gewas wordt vermenigvuldigd met de parameters plaagdruk en marktpositie is het resultaat het areaal waarop de betreffende werkzame stof daadwerkelijk wordt toegepast.

2.2.2 Landbouw

Met versie 2.0 van ISBEST (Merkelbach et al., in voorbereiding) is het reguliere gebruik van bestrijdingsmiddelen door de landbouw berekend voor 1993 door informatie over het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de verschillende gewassen te koppelen aan de arealen van die gewassen in de 14 gemeenten binnen het studiegebied. In totaal komt dit neer op een gebruik van ruim 143 000 kg werkzame stof (tabel 6).

De teeltsectoren akkerbouw, vollegrondsgroenteteelt, boomkwekerij en veehouderij zijn verantwoordelijk voor het merendeel van het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het studiegebied (tabel 7).

Tabel 6 Gebruik van bestrijdingsmiddelen door de landbouw in 1993 in het studiegebied uitgesplitst naar teeltsector in kg werkzame stof (w.s.) berekend met ISBEST 2.0.

Teeltsector	Areaal (ha)	Gebruik (kg w.s.)	Gebruik (%)
Akkerbouw*	17 378	73 565	51
Vollegrondsgroenteteelt	1 316	42 457	30
Boomkwekerij	247	13 085	9
Veehouderij	14 878	9 184	6
Bloembollenteelt	25	2 264**	2
Fruitteelt	43	1 281	1
Eetbare paddestoelen	2	859	< 1
Bloemisterij	14	308	< 1
Groenteteelt onder glas	19	296	< 1
TOTAAL	33 922	143 299	1

* incl. maïs

** incl. dompelen bloembollen

Tabel 7 Gebruik van bestrijdingsmiddelen door 4 sectoren in 1993 in het studiegebied uitgesplitst naar gewassen in kg werkzame stof (w.s.) per werkingsgroep berekend met ISBEST 2.0. (I = insecticide; H = herbicide; F = fungicide; G = grondontmettingsmiddel; O = overig).

Teeltsector	Gewas	I	H	F	G	O	Totaal
Akkerbouw	maïs*	557	31 101	-	-	9 104	40 762
	aardappel	667	2 217	14 894	1 705	-	19 483
	suikerbiet	474	7 609	39	525	2 525	11 172
	overige gewassen	-	-	-	-	-	2 178
Vollegrondsgroenten	waspeen	647	982	172	16 331	682	18 814
	schorseneer	5	2 199	3 449	8 083	677	14 413
	aardbei	16	75	153	3 496	-	3 740
	prei	162	242	651	1 940	-	2 995
	asperge	36	193	511	-	-	740
overige gewassen	-	-	-	-	-	1 755	
Boomkwekerij	laan/park bomen	586	302	296	3 215	16	4 415
	sierconiferen	545	196	206	3 340	1	4 288
	vruchtbomen	35	107	602	928	3	1 675
	sierheesters	653	70	44	511	-	1 278
	bos/haagbomen	39	100	62	1 075	2	1 278
	overige gewassen	-	-	-	-	-	151
Veehouderij	grasland	1 583	7 601	-	-	-	9 184

* incl. snijmaïs, korrelmaïs, corn-cob mix

Tabel 8 Gebruik van bestrijdingsmiddelen in 1993 in het studiegebied uitgesplitst naar gewassen in kg werkzame stof (w.s.) per hectare inclusief en exclusief grondontsmettingsmiddelen.

Gewas	Incl. grondontsmetting	Excl. grondontsmetting
Aardappel	11,5	10,5
Suikerbiet	6,4	6,1
Maïs*	3,1	3,1
Aardbei	93,5	6,0
Waspeen	49,9	6,6
Schorseneer	32,0	14,0
Prei	23,6	8,3
Asperge	8,4	8,4
Gladiool/tulp	90,6	44,0
Sierheesters	91,3	54,8
Vruchtbomen	67,0	29,9
Laan/park bomen	50,2	13,6
Sierconiferen	48,7	10,8
Bos/haag bomen	45,6	7,3
Grasland	0,6	0,6

* incl. snijmaïs, korrelmaïs, corn-cob mix

Buiten het gebruik van grondontsmettingsmiddelen in waspeen kennen vooral de onkruidbestrijding in snijmaïs en de bestrijding van de aardappelziekte (*Phytophthora infestans*) in consumptieaardappelen een hoog bestrijdingsmiddelengebruik. Het eerste is het gevolg van het relatief grote areaal snijmaïs in het studiegebied; bij de bestrijding van *Phytophthora* kan een duidelijke relatie worden gelegd met de hoge toepassingfrequentie van de gebruikte fungiciden.

In de akkerbouw is het gebruik per hectare in de teelt van consumptieaardappelen relatief hoog (tabel 8). Dit is hoofdzakelijk het gevolg van de bestrijding van de aardappelziekte (*Phytophthora infestans*). Indien de grondontsmetting buiten beschouwing wordt gelaten kent van de vollegrondsgroenten vooral de schorseneer een relatief hoog gebruik per hectare. Dit hoge gebruik kan binnen dit gewas worden gerelateerd aan de ziekte meeldauw, waartegen grote hoeveelheden zwavel worden ingezet. Bij de bloembollen kan het hoge gebruik vrijwel geheel worden gerelateerd aan het fungicidegebruik tegen de schimmelinfectie 'vuur' (*Botrytis*). Uitgedrukt in kg per ha is het gebruik in de sector boomkwekerij het hoogst. Dit is vooral een gevolg van het hoge gebruik aan insecticiden dat in totaal aantal kg zelfs groter is dan het totaalgebruik aan insecticiden in de akkerbouw.

De ruim 143 000 kg die in het studiegebied door de landbouw zijn gebruikt, betreft 184 afzonderlijke werkzame stoffen. 90% van dit gebruik betreft slechts 24 werkzame stoffen (tabel 9).

Tabel 9 Overzicht van de werkzame stoffen met een gebruik > 1 000 kg werkzame stof in het studiegebied in 1993 berekend met ISBEST 2.0.

Werkzame stof	Gebruik	Belangrijkste toepassing
Metam-natrium	39 246	vollegrondsgroenten
Minerale olie	12 351	snijmaïs
Atrazin	8 296	snijmaïs
Metolachloor	7 273	snijmaïs
Maneb	6 371	aardappelen
Pyridaat	6 077	snijmaïs
Mancozeb	6 004	aardappelen
Propachloor	4 832	snijmaïs
Zwavel	3 617	schorseneren
Bentazon	3 392	snijmaïs
Glyfosaat	3 174	grasland
MCPA	2 754	grasland
Chloridazon	2 740	suikerbieten
Mecoprop-p	2 656	grasland
Metamitron	2 343	suikerbieten
Cis-dichloorpropeen	1 920	vollegrondsgroenten
Fentin-acetaat	1 865	aardappelen
Ethofumesaat	1 661	suikerbieten
Teerzuren	1 614	boomkwekerijgewassen
Chloorprofam	1 511	boomkwekerijgewassen
Captan	1 419	boomkwekerijgewassen
Fluazinam	1 224	aardappelen
Dichloorpropeen	1 210	vollegrondsgroenten
Ethoprofos	1 118	aardappelen
Overige stoffen (n = 160)	18 631	
Totaal	143 299	

2.3 Totaalgebruik van bestrijdingsmiddelen

Het totale gebruik aan bestrijdingsmiddelen in het studiegebied in 1993 bedraagt 144 172 kg (tabel 10). Het betreft hier het gebruik van bestrijdingsmiddelen zoals dat door de wet is toegelaten. Het is niet bekend in welke omvang er in het studiegebied sprake is van illegaal gebruik van middelen. Om die reden is het illegale gebruik in deze studie buiten beschouwing gelaten.

Tabel 10 Totaalgebruik van bestrijdingsmiddelen in 1993 in het studiegebied in kg werkzame stof uitgesplitst naar de gebruikers.

Gebruiker	Gebruik
Landbouw	143 299
Particulieren	557
Overheidsinstellingen	169
Gemeenten	147
Totaal	144 172

Het grootste deel van het bestrijdingsmiddelengebruik vindt plaats in de landbouw. Opvallend is het relatief hoge gebruik door particulieren in relatie tot de andere niet-landbouwgebruikers. Bij het schatten van de belasting van grond- en oppervlaktewater (hoofdstuk 6) is steeds uitgegaan van het landbouwkundig gebruik, namelijk 143 299 kg. Dit in verband met de emissieroutes die in de modelberekeningen zijn meegenomen.

Het meest recente cijfermateriaal geeft aan dat de verkoop van bestrijdingsmiddelen door bij Nefyto aangesloten distribuanten in de periode 1993 - 1995 nauwelijks is veranderd (Nefyto, 1996). Er zijn geen argumenten om te veronderstellen dat de ontwikkelingen in het hier gedefinieerde studiegebied zouden afwijken van de landelijke cijfers.

3 Selectie en beschrijving voorbeeldstoffen

Om een beeld te krijgen van de belasting van grond- en oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen zijn berekeningen uitgevoerd voor een achttal werkzame stoffen. Deze stoffen fungeren als voorbeeldstoffen en zijn zo gekozen dat ze qua fysisch-chemische eigenschappen het hele bereik van fysisch-chemische eigenschappen voor de totale groep van 184 in het gebied toegepaste werkzame stoffen omvatten. In dit hoofdstuk wordt aangegeven hoe de selectie van de werkzame stoffen tot stand is gekomen, wat de eigenschappen van de stoffen zijn en welke gegevens over het gebruik van deze stoffen bij de berekeningen zijn gebruikt.

3.1 Selectie van de voorbeeldstoffen

Op basis van de in het studiegebied gebruikte bestrijdingsmiddelen is een selectie gemaakt aan de hand van de volgende criteria:

- het totaalgebruik is groter dan 1 000 kg,
- de fysisch-chemische eigenschappen zijn bekend,
- de fysisch-chemische eigenschappen omvatten min of meer representatief het hele bereik van 184 in het gebied toegepaste werkzame stoffen.

Voor de emissieberekeningen is het van groot belang dat de locatie van het gebruik van de afzonderlijke middelen zo nauwkeurig mogelijk wordt bepaald. ISBEST 2.0 geeft het gebruik op gemeenteniveau, hetgeen onvoldoende nauwkeurig is. Het bestand Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN) geeft het bodemgebruik met een resolutie van 25 m x 25 m. Door gebruiksgegevens uit ISBEST te koppelen aan het LGN-bestand is het mogelijk om meer gedetailleerde berekeningen uit te voeren. Het LGN-bestand bevat geografische informatie over slechts een beperkt aantal (hoofd-)teelten. Een bijkomend criterium is dus dat:

- de werkzame stof voor het merendeel wordt gebruikt in een LGN-teelt.

Gebaseerd op bovenstaande criteria zijn de voorbeeldstoffen: MCPA, bentazon, atrazin, metolachloor, metamitron en fluazinam geselecteerd. Aan deze lijst zijn vervolgens nog desethyl-atrazin, 2-hydroxy-atrazin, lindaan en diuron toegevoegd.

Desethyl-atrazin en 2-hydroxy-atrazin zijn omzettingsproducten (metaboliëten) van atrazin. Lindaan is aan de voorbeeldstoffen toegevoegd vanwege haar geringe omzettingssnelheid. In een aantal beken in Noord-Brabant worden hoge concentraties diuron aangetroffen (Huijser, 1994). De belasting van het oppervlaktewater door diuron is op een afwijkende manier geschat. In totaal worden de emissieroutes naar grond- en oppervlaktewater voor 10 stoffen gekwantificeerd.

Opvallend in de rij van voorbeeldstoffen is het ontbreken van de twee stoffen die in het studiegebied het meest worden gebruikt; namelijk metam-natrium en minerale olie.

Metam-natrium is niet geschikt als voorbeeldstof omdat het gebruik niet duidelijk aan één of enkele teelten is gebonden. Metam-natrium is een grondontsmettingsmiddel dat in een reeks van teelten wordt gebruikt, vooral ook in niet-LGN-teelten. Minerale olie is niet één werkzame stof, maar een mengsel van allerlei olie-achtige verbindingen. Om die reden is het niet mogelijk eenduidige fysisch-chemische eigenschappen te definiëren. Daarbij komt dat minerale olie per 1995 wettelijk niet meer tot de bestrijdingsmiddelen wordt gerekend.

3.2 Eigenschappen van de voorbeeldstoffen

De fysisch-chemische eigenschappen van een bestrijdingsmiddel spelen een belangrijke rol bij de emissie naar grond- en oppervlaktewater. De twee belangrijkste in dit verband zijn de omzettingssnelheid en de sorptie aan organisch materiaal. De omzetting- of afbraaksnelheid, weergegeven als DT_{50} , wordt uitgedrukt in het aantal dagen dat nodig is om de helft van een initiële hoeveelheid aan werkzame stof om te zetten of af te breken. Omdat omzetting niet alleen een abiotisch, maar ook een biotisch karakter kan hebben (microbiële omzetting) speelt naast de intrinsieke eigenschappen van de werkzame stof ook de matrix waarin de stof zich bevindt een belangrijke rol. Een omzettingssnelheid bepaald in bodemmateriaal met relatief veel zuurstof kan daarom bijvoorbeeld afwijken van een omzettingssnelheid bepaald in zuurstofarm slib.

De sorptie aan organisch materiaal wordt weergegeven als een evenwichtsconstante met de dimensie $\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$. De constante wordt bepaald door een bekende hoeveelheid van een bestrijdingsmiddel te incuberen met een bekende hoeveelheid grond en vervolgens na een bepaalde periode (eigenlijk na instellen van een sorptie-evenwicht) het volume van het bestrijdingsmiddel te bepalen dat aan de grond gebonden is. De sorptie (van apolaire stoffen; het gros van de bestrijdingsmiddelen) vindt voornamelijk plaats aan het organisch materiaal in de grond. Vandaar dat de evenwichtsconstante voor sorptie aan organische materiaal wordt weergegeven als K_{om} (organic matter). In het grondwater is de kans dat men stoffen aantreft met een relatief lage omzettingssnelheid groter dan de kans dat men stoffen aantreft die snel afbreken.

Tabel 11 De geselecteerde voorbeeldstoffen en enkele relevante fysisch-chemische eigenschappen (Linders et al., 1994), belangrijkste toepassingen en het berekend gebruik met ISBEST 2.0 in het studiegebied in 1993 in kg werkzame stof (w.s.)

Voorbeeldstof	Teelt	Gebruik (kg)	DT_{50} (d)	K_{om} ($\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)	Classificatie
MCPA	grasland	2 700	15	29	afbreekbaar/weinig mobiel
Atrazin	maïs	8 300	50	70	matig afbreekbaar/weinig mobiel
Bentazon	maïs	3 400	48	0,4	matig afbreekbaar/zeer mobiel
Metolachloor	maïs	7 300	100	103	persistent/weinig mobiel
Metamitron	biet	2 300	30	100	matig afbreekbaar/weinig mobiel
Fluazinam	aardappel	1 200	107	5 330	persistent/immobiel
Lindaan	biet	700	1 406	633	zeer persistent/immobiel
Diuron	divers	408	94	232	persistent/immobiel
Desethylatrazin			45	18	matig afbreekbaar/matig mobiel
2-hydroxyatrazin			164	288	persistent/immobiel

Hetzelfde geldt voor de sorptie-eigenschappen: stoffen met een hoge sorptieconstante treft men minder vaak aan in het grondwater dan mobiele stoffen.

Om een beeld te krijgen van de totale emissie van bestrijdingsmiddelen in het studiegebied zijn voorbeeldstoffen geselecteerd met verschillende fysisch-chemische eigenschappen (paragraaf 3.1). Zo is lindaan bijvoorbeeld een stof die weinig afbreekt en is bentazon een stof die zeer mobiel is (tabel 11).

3.3 Gebruik van de voorbeeldstoffen

Om de emissie van deze voorbeeldstoffen naar grond- en oppervlaktewater te kunnen berekenen moeten naast de fysisch-chemische eigenschappen ook de omvang en de locatie van het gebruik van de voorbeeldstoffen bekend zijn (tabel 12). De gebruiksgegevens van de voorbeeldstoffen zijn afkomstig uit ISBEST 2.0 en hebben betrekking op een beperkt aantal LGN-teelten, te weten graan, bieten, maïs, aardappelen en grasland. Voor de voorbeeldstoffen geldt dat ze voor het grootste deel in deze teelten worden gebruikt. Uitgezonderd het tijdstip van toepassing zijn alle gegevens overgenomen uit ISBEST 2.0. Het tijdstip van toepassing is overgenomen van projectrapportages (Roelands, 1992; vd Akker, 1992, 1994; DLV, 1994a, 1994b, 1995; Hendriks & Spank, 1994; Hoksbergen, 1994) en de Handleiding 1993 gewasbescherming in de akkerbouw van DLV (Beem et al., 1994).

Tabel 12 Gebruiksgegevens van de voorbeeldstoffen gebruikt voor de emissieberekeningen

Werkzame stof	LGN-teelt	Dosering (kg ha ⁻¹ w.s.)	Frequentie (j ⁻¹)	Plaagdruk (%)	Marktpositie (%)	Tijdstip
MCPA	graan	0,68	1	73	36	1 mei
MCPA	aardappel	0,26	1	44	13	1 juli
MCPA	grasland	2,50	1	14	50	1 sept
Atrazin	maïs	0,45	1	86	44	8 mei
Atrazin	maïs	0,67	1	86	35	22 mei
Atrazin	maïs	0,65	1	86	45	15 juni
Bentazon	maïs	0,40	1	86	22	8 mei
Bentazon	maïs	0,43	1	86	19	22 mei
Bentazon	maïs	0,40	1	86	26	15 juni
Bentazon	aardappel	0,96	1	40	1	1 mei
Metolachloor	maïs	2,52	1	86	21	1 mei
Metamitron	biet	0,35	4	100	90	8-19-30 mei
Fluazinam	aardappel	0,20	10	100	35	5 juni-5sept
Lindaan	biet	0,26	1	27	100	1 april
Lindaan	maïs	0,74	1	6	100	1 april

De werkzame stof diuron wordt in geen van de LGN-teelten toegepast. De berekeningen voor deze voorbeeldstof wijken ook hierdoor af van die van de overige voorbeeldstoffen. De berekeningsmethode van diuron wordt in paragraaf 5.7 beschreven.

4 Methode om emissie van bestrijdingsmiddelen te berekenen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de lotgevallen en emissieroutes van bestrijdingsmiddelen in het algemeen. Daarnaast wordt de methode toegelicht waarmee in dit onderzoek de emissie van bestrijdingsmiddelen is berekend. Bij de beschrijving van deze methode zullen eerst in algemene bewoordingen de belangrijkste emissieroutes in het studiegebied worden beschreven, evenals de simulatie van de regionale waterhuishouding. Vervolgens wordt een korte toelichting gegeven op de verschillende modellen die toegepast zijn.

4.1 Emissieroutes van bestrijdingsmiddelen

De emissie van bestrijdingsmiddelen kan worden gedefinieerd als de uitstoot van bestrijdingsmiddelen uit een cultuurterrein (perceel, bedrijfsgebouw, verharding etc.) naar het milieu voor, tijdens of na de toepassing (Commissie van Deskundigen, 1996). Ten gevolge van emissie komen bestrijdingsmiddelen op ongewenste plaatsen in het milieu terecht. Deze diffuse wijze van belasting heeft betrekking op alle milieucompartimenten, te weten oppervlaktewater, grondwater, bodem en lucht. De (toxische) eigenschappen van de middelen, die uiteraard samenhangen met de werking van deze middelen, kunnen in de praktijk leiden tot dusdanige concentraties dat inname van ruwwater voor drinkwaterbereiding moet worden stilgelegd of dat er zelfs ongewenste effecten optreden op flora en fauna. De belasting van de afzonderlijke milieucompartimenten vindt plaats via zogenaamde emissieroutes (fig. 1), die per compartiment kunnen verschillen. Per compartiment worden de routes kort beschreven.

4.1.1 Emissie naar het oppervlaktewater

De volgende routes die bijdragen aan de belasting van oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen worden onderscheiden: (laterale) uitspoeling, (druppel)drift (overwaaiing), afspoeling, winderosie, reinigen van spuitapparatuur, atmosferische depositie, uitlekvloeistof na behandeling van geogoste producten, restanten van was- en dompelbaden, restanten uit verpakkingen en de condenswaterafvoer in kasteelten (Min. LNV, 1990). De belangrijkste routes zijn druppeldrift en laterale uitspoeling (Commissie van Deskundigen, 1996). Beide routes zijn evenals afspoeling van verhard oppervlak in deze studie gekwantificeerd. De overige routes zijn in deze studie geheel buiten beschouwing gelaten.

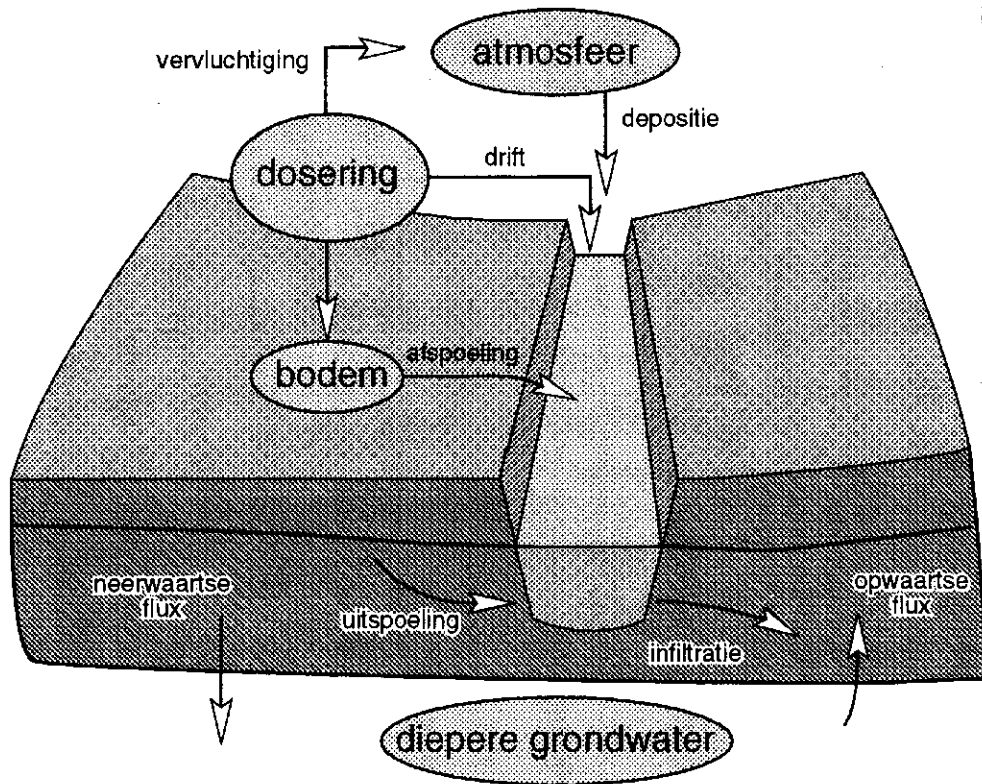


Fig. 1 De belangrijkste emissieroutes naar grond- en oppervlaktewater

Druppeldrift is de depositie buiten het cultuurterrein van verwaaide druppels spuitvloeistof tijdens toepassing. De grootte van de geëmitteerde hoeveelheid is sterk afhankelijk van de gebruikte spuittechniek, de spuitboomhoogte, de windsnelheid en de vorm waarin een middel wordt toegepast. Hoeveel van een bestrijdingsmiddel uiteindelijk via druppeldrift in een sloot belandt hangt ook samen met de spuitafstand tot de sloot en de dimensionering van de sloot (wateroppervlak en talud). Het gevolg van druppeldrift is een acute belasting van het oppervlaktewater, hetgeen leidt tot relatief hoge concentraties tijdens een relatief korte periode van toepassing. Door sorptie- en afbraakprocessen in het oppervlaktewater neemt de concentratie vervolgens af in de tijd (Adriaanse, 1995).

(Laterale) uitspoeling is een ondergrondse route. Komt een bestrijdingsmiddel op de bodem dan zal een deel via transport met water uitspoelen naar het grondwater; een ander deel spoelt uit naar het oppervlaktewater. De omvang van deze emissieroute is sterk gerelateerd aan de waterhuishouding, aan bodemeigenschappen en aan sorptie- en afbraakeigenschappen van de afzonderlijke middelen. Door laterale uitspoeling wordt het oppervlaktewater overwegend chronisch belast, hetgeen leidt tot relatief lage concentraties gedurende een langere tijd.

4.1.2 Emissie naar het bodemoppervlak

Tijdens toepassing komen bestrijdingsmiddelen geheel of gedeeltelijk op de bodem terecht. Op en in de bodem zijn deze middelen onderhevig aan een groot aantal processen. Sorptie aan bodemmateriaal, verdamping, (microbiële) afbraak en opname door planten zijn enkele van deze processen. Naast de fysisch-chemische eigenschappen van een bestrijdingsmiddel zijn ook bodemeigenschappen als organischestofgehalte en vochthuishouding bepalend voor de omvang van de hierboven genoemde processen.

Evenals druppeldrift richting oppervlaktewater is de emissie naar het bodemoppervlak een impulsinput. De aanwezige hoeveelheid is maximaal tijdens/vlak na toepassing, vervolgens neemt deze hoeveelheid door afbraak, verdamping en uitspoeling af. Deze laatste processen vormen emissieroutes naar respectievelijk de lucht en grondwater.

4.1.3 Emissie naar het grondwater

Uitspoeling, gastransport en diepe grondbewerking (diepploegen) zijn de emissieroutes naar het (verzadigde) grondwater(systeem) (Horeman, 1996). Verreweg de belangrijkste route is uitspoeling: nadat een bestrijdingsmiddel op de bodem terecht is gekomen zal de stof door transport met water worden afgevoerd naar grond- en oppervlaktewater.

De uitspoeling naar het grondwater wordt bepaald door de waterhuishouding, de bodemeigenschappen en de sorptie- en afbraakeigenschappen van de afzonderlijke middelen. Aangezien uitspoeling plaatsvindt door transport met water is het neerslagoverschot in een periode maatgevend voor deze emissieroute. De kans op uitspoeling van een gegeven bestrijdingsmiddel is dan ook in de regel in het najaar groter dan in het voorjaar. Het gevolg van uitspoeling is een chronische belasting van het grondwater, hetgeen gepaard gaat met relatief lage concentraties gedurende een langere tijd.

4.1.4 Emissie naar de lucht

Emissie van bestrijdingsmiddelen naar lucht treedt op via druppeldrift en dampdrift. Onder dampdrift wordt verstaan het verdampen van bestrijdingsmiddelen vanaf het gewas en vanaf de bodem. Sterk bepalend voor de omvang van de emissie naar lucht is de dampdruk van de afzonderlijke bestrijdingsmiddelen. Over de processen in en naar de lucht is relatief weinig bekend. Het compartiment is dan ook niet meegenomen in deze studie. Wel wordt geschat dat de totale emissie naar lucht in Nederland omvangrijk is (Horeman, 1996), hetgeen wordt ondersteund door de vele malen dat bestrijdingsmiddelen in regenwater worden aangetroffen (Provincie Zuid-Holland, 1994; Van Boom, 1993).

4.2 Kwantificeren van emissie

Een deel van de gebruikte bestrijdingsmiddelen komt via verschillende emissieroutes in het grond- en oppervlaktewater. Analoot aan de Emissie evaluatie MJP-G (Horeman, 1996) worden in deze studie alleen de belangrijkste routes, te weten druppeldrift, uitspoeling naar het grondwater, en (laterale) uitspoeling naar het oppervlaktewater gekwantificeerd.

4.2.1 Berekening van de druppeldrift

Op basis van gebruiksgegevens, de verhouding oppervlak land / oppervlak water en depositiepercentages is het mogelijk om druppeldrift naar het oppervlaktewater te schatten. Voor deze schatting wordt uitgegaan van een benedenwindse sloot. De druppeldrift naar het oppervlaktewater bovenwinds van het gebruik zal aanmerkelijk lager tot zelfs nul zijn. Voor de totale emissieschatting wordt daarom de helft van het benedenstroomse depositiepercentage als gemiddelde genomen.

Beschrijving van het bovenstaande in formulevorm levert:

$$ef = \frac{d \cdot wl}{2 \cdot 100} \quad (1)$$

met:

ef = emissiefactor voor druppeldrift ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

d = gemiddelde windafwaartse depositie naar het oppervlaktewater als percentage van de dosering (%)

wl = verhouding tussen het oppervlak kleine watergangen (< 6 m) en het oppervlak land

$$drift = ef \cdot dosering \quad (2)$$

met:

$dosering$ = gebruikte massa bestrijdingsmiddel ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)

$drift$ = de emissie van een bestrijdingsmiddel via druppeldrift ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)

Voor de berekening van druppeldrift hoeven slechts drie parameters (d , wl , $dosering$) bepaald te worden. De benedenwindse depositie is afhankelijk van de windsnelheid, de aanwezigheid van een windhaag en de breedte van de spuitvrije zone. Op basis van metingen door IMAG-DLO (Porskamp et al., 1995) is de gemiddelde benedenwindse depositie gelijkgesteld aan 5,6% van de gift. De verhouding tussen het oppervlak kleine watergangen (< 6 m) en het oppervlak land is bepaald op basis van de slootdichtheid in het gebied (de slootdichtheid is in het hydrologisch model gebruikt om de

drainageweerstand te schatten). Alleen de slootdichtheid van de perceelssloten is gebruikt. De gemiddelde breedte van deze sloten in het studiegebied is op 3 m gesteld.

De belasting van het bodemsysteem (de hoeveelheid bestrijdingsmiddelen waarmee de emissie via het bodemsysteem wordt gekwantificeerd) wordt berekend door de emissie via druppeldrift af te trekken van de gebruikte hoeveelheid bestrijdingsmiddelen.

4.2.2 Berekening van uitspoeling met PESTLA

Uitspoeling is gedefinieerd als de emissie naar grond- en oppervlaktewater door transport (met water) door de bodem. Waterhuishouding en bodemprocessen hebben een grote invloed op de hoeveelheid die uitspoelt.

Om de emissieroute uitspoeling te beschrijven zijn een tweetal modellen ontwikkeld:

1. Bij de beoordeling van de milieu-effecten van een bepaald bestrijdingsmiddel voor het College Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB) wordt het model PESTLA (Van der Linden en Boesten, 1989) gebruikt. Dit model berekent de uitspoeling vanuit een standaardperceel met een standaard bodemsoort en een constante grondwaterstand op 1 m beneden maaiveld. Bollen et al. (1995) concluderen echter dat, hoewel de stofeigenschappen (halfwaardetijd en sorptie aan het organischestof) zeer belangrijk zijn, er betere resultaten te verwachten zijn indien ook rekening zou worden gehouden met de variatie in waterhuishouding en de bodem. Van de Veen en Boesten (1996) concluderen dat een constante grondwaterstand een overschatting van de belasting met mobiele stoffen veroorzaakt.
2. Het model TRANSOL (Kroes en Rijtema, 1995) simuleert de emissie naar grond- en oppervlaktewater. Om de waterhuishouding te beschrijven wordt gebruik gemaakt van de resultaten van een hydrologisch model. Hierdoor kan het effect van de niet-stationaire waterhuishouding op de emissie in rekening worden gebracht. Met uitzondering van de waterhuishouding verschillen de procesbeschrijvingen in de twee modellen nauwelijks en door Kroes en Boesten (1993) is vastgesteld dat de overeenkomst tussen simulatieresultaten van de twee modellen als bevredigend kan worden beschouwd.

Op dit moment zijn beide modellen gecombineerd tot één model om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen te kunnen berekenen. Dit model (PESTLA 2.99) is een combinatie van TRANSOL versie 2.1 en PESTLA versie 2.4. PESTLA 2.99 biedt de mogelijkheid om meer stoffen parallel door te rekenen of één stof met haar metabolieten door te rekenen.

Modelbeschrijving

PESTLA 2.99 is ontwikkeld om de uitspoeling van stoffen te simuleren vanaf het maaiveld tot in het grondwater en tot aan het oppervlaktewater. De driedimensionale werkelijkheid wordt benaderd middels een ééndimensionale kolom. De top van deze kolom vormt het maaiveld, de zij- en onderrand worden gebruikt om de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater te berekenen (fig. 2). De belangrijkste processen in het model zijn: formatie, gewasopname, precipitatie van stoffen, evenwichts- en kinetische sorptie. Het model kan worden gebruikt voor de simulatie van meerdere onafhankelijke

of afhankelijke stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen en hun omzettingsproducten (metabolieten). De waterhuishouding moet worden gesimuleerd met een apart model.

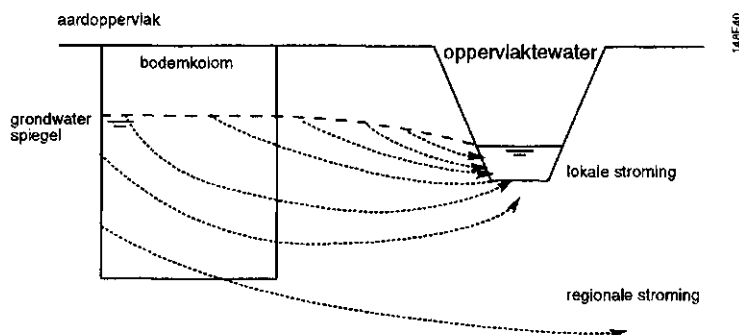


Fig. 2 Verdeling van de stroming in een 'lokale' en een regionale component (overgenomen uit Kroes 1995)

Schematisering

Om berekeningen met PESTLA te kunnen uitvoeren is de bodem geschematiseerd tot een ééndimensionale kolom. Voor regionale toepassing is de grondwaterstroming opgesplitst in 'lokale' (binnen een deelgebied) en regionale stroming (interactie tussen deelgebieden) (Van der Bolt et al., 1996b). De onderkant van de kolom benadert het grensvlak tussen de 'lokale' en de regionale stroming (fig. 2). De kolom is opgedeeld in compartimenten (lagen). Uitgangspunt daarbij is dat de compartimenten boven in de kolom relatief dun moeten zijn in verband met het optreden van dispersie, de sterke niet-lineariteit van de processen in de bovengrond en het belang van de organischestofverdeling voor deze processen. In de diepere ondergrond kan de compartimentsdikte toenemen. Bij de geschematiseerde indeling in compartimenten is rekening gehouden met de dikte van de bodemhorizonten. In de compartimenten onder de grondwaterspiegel kunnen fluxen naar ontwateringsmiddelen voorkomen, over de onderrand van de kolom treedt wegzijging naar het regionale systeem op (fig. 3).

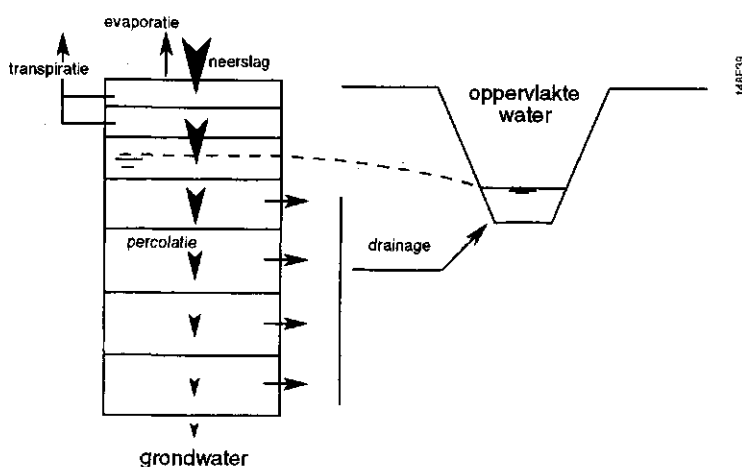


Fig. 3 Discretisatie van de ondergrond voor PESTLA en de belangrijkste waterbalanstermen (overgenomen uit Kroes 1995)

Invoergegevens

Invoergegevens per kolom zijn naast de hydrologische gegevens, bodem-fysische- en bodem-chemische informatie. De bodemfysische en -chemische gegevens zijn gelijk aan de gegevens gebruikt voor de simulatie van de regionale waterhuishouding (Van der Bolt et al., 1996a) en de simulatie van de nutriëntenhuishouding (Van der Bolt et al., 1996b). Per stof moeten gegevens worden ingevoerd zoals een coëfficiënt voor de opname door het gewas, een halfwaardetijd (DT_{50}) en een coëfficiënt voor de sorptie aan de organischestof (K_{om}).

Resultaten

Per compartiment is een water- en stoffenbalans opgesteld. Afhankelijk van deze waterbalans en van de processen die in het model zijn beschreven bepaalt PESTLA de stoffenbalans.

Aannamen

De procesbeschrijvingen in PESTLA vragen om veel invoerparameters. Voor een aantal van deze processen zijn parameterwaarden beschikbaar. Voor sommige processen zijn weinig of geen gegevens beschikbaar. Er moet in dat geval een aanname worden gedaan voor een geschikte waarde voor zo'n modelparameter en/of de procesbeschrijving. Voor het maken van de aannamen zijn twee benaderingen gebruikt.

- Het 'standaard scenario'; het CTB bepaalt met PESTLA volgens het standaard-scenario de uitspoeling van een werkzame stof in het kader van het toelatingsbeleid.
- De 'worst case' benadering; dat wil zeggen dat, indien een parameter onbekend is, gekozen wordt voor een situatie waarvoor geldt dat de kans op belasting het grootst is.

De belangrijkste aannamen zijn:

- Als initiële situatie is verondersteld dat de bodem 'schoon' is. Dit wil zeggen dat de concentraties in het bodemvocht en de hoeveelheid geadsorbeerd bij het begin van de berekeningen (rekenjaar 0) in het hele profiel zijn gelijkgesteld aan nul.
- De omzetting van een bestrijdingsmiddel wordt op dezelfde wijze berekend als in het standaardscenario. Dit wil zeggen dat aangenomen is dat beneden 1 m - mv eventuele afbraak genegeerd wordt.
- De opname door het gewas is te verwaarlozen.
- De atmosferische depositie wordt verwaarloosd.
- De bodemtemperatuur is geschat door middel van een sinusverloop.

4.2.3 Simulatie regionale waterhuishouding met SIMGRO

Om de berekeningen met PESTLA uit te kunnen voeren moet de waterhuishouding met een apart model worden gesimuleerd. Daarvoor zijn de resultaten van de simulatie van het regionaal hydrologisch systeem (Van der Bolt et al., 1996a) voor het studiegebied gebruikt. De regionale waterhuishouding is gesimuleerd met behulp van SIMGRO (Querner en Van Bakel, 1989). SIMGRO beschrijft de stroming in de verzadigde zone, onverzadigde zone en het oppervlaktewater (fig. 4).

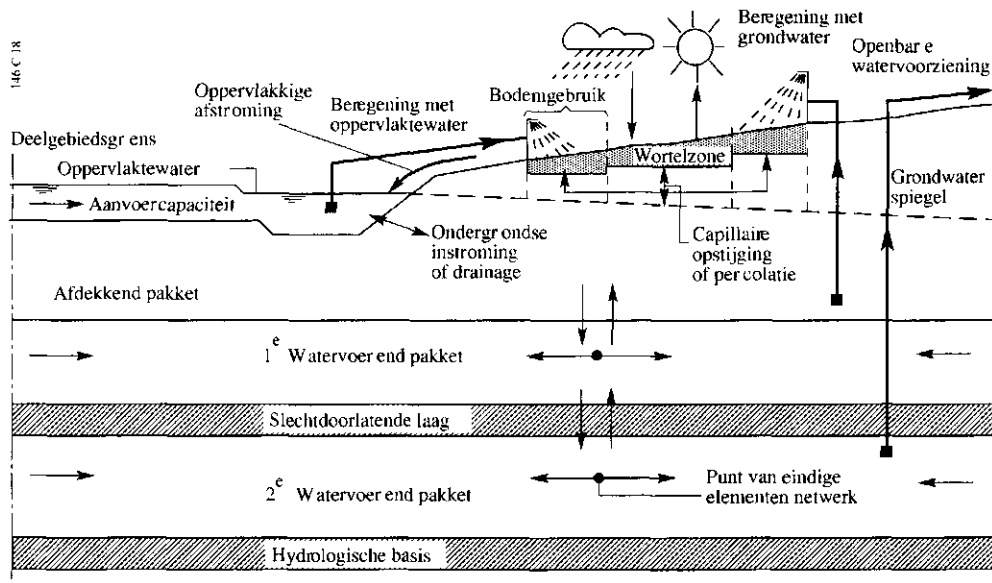


Fig. 4 Schematisering van de waterhuishouding in een deelgebied volgens SIMGRO (overgenomen uit Querner en Van Bakel, 1989)

Schematisering

De begrenzing van het feitelijke studiegebied (fig. 5) wordt gevormd door de (oppervlaktewater)waterscheidingen van de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep (44 000 ha). Om het effect van de randvoorwaarden op de modelresultaten te beperken is de rand van het modelgebied zoveel mogelijk buiten de stroomgebiedsgrenzen gelegd. Het totale gebied waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd beslaat daarom 58 000 ha. Over dit gebied is een netwerk gelegd van 4 745 elementen en 2 448 knooppunten.

Om de rekentijd te beperken worden in SIMGRO groepen knooppunten samengevoegd tot een deelgebied. Per deelgebied wordt vervolgens één onverzadigde zone en één oppervlaktewatersysteem onderscheiden. De clustering van een aantal knooppunten tot een deelgebied is gemaakt op basis van maaiveldhoogtes, grondwaterklassen, deelstroomgebieden en de ligging van de agrarische hoofdstructuur (AHS) en groene hoofdstructuur (GHS). In totaal worden 189 deelstroomgebieden onderscheiden.

Grondwater

Om het verzadigde systeem te beschrijven wordt geschematiseerd in watervoerende en waterscheidende lagen. In de watervoerende laag treedt horizontale stroming op en in een weerstandbiedende alleen verticale stroming. De ondergrond is opgedeeld in vier lagen. De eerste en de derde laag zijn weerstandbiedende lagen, de tweede en de vierde laag zijn watervoerende pakketten. Per knooppunt is informatie over de geologische gesteldheid (doorlatendheid of weerstand en bergingscapaciteit) ingevoerd. Daarnaast zijn de grondwaterwinningen groter dan 50 000 m³ per jaar aan de dichtstbijzijnde knooppunten toegekend.

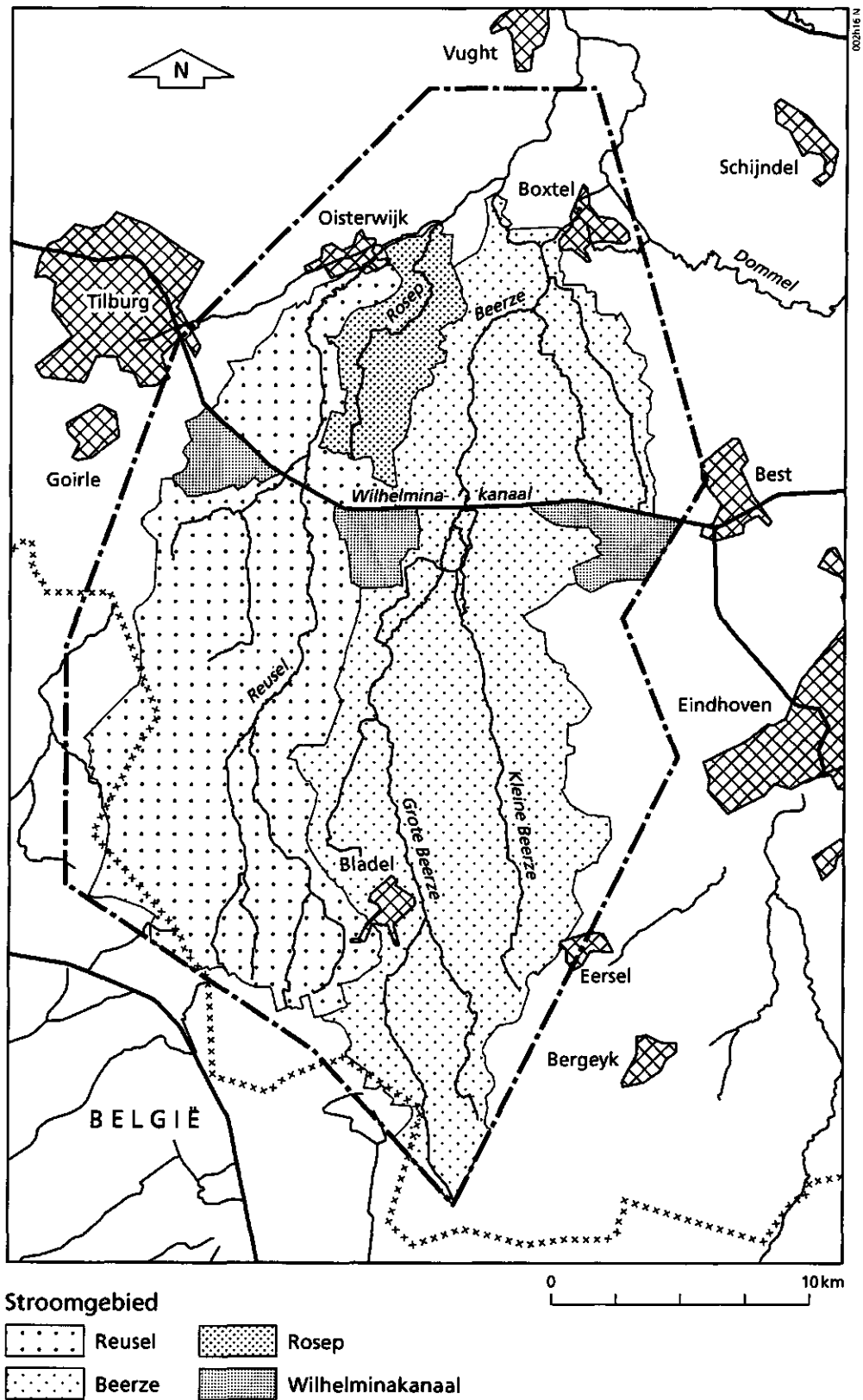


Fig. 5 Overzichtsk kaart van het studiegebied (gearceerde stroomgebieden) met de begrenzing van het modelgebied.

Oppervlaktewater

Het oppervlaktewater binnen een deelgebied, in werkelijkheid een groot aantal leidingen, wordt beschouwd als één groot reservoir. De oppervlaktewatersystemen van de verschillende deelgebieden staan niet met elkaar in verbinding. Er wordt per deelgebied rekening gehouden met de aan- en afvoer van het oppervlaktewater, drainage of infiltratie en onttrekking voor beregening. Voor het berekenen van de interactie tussen grond- en oppervlaktewater zijn drie typen ontwateringsmiddelen onderscheiden, nl. greppels, sloten en beken. Voor elk van de systemen wordt de drainage berekend (Ernst, 1978). Op basis van gegevens van het waterschap zijn de ontwateringsdiepte, berging en drainageweerstand geschat. Om de berekende afvoeren te kunnen vergelijken met gemeten afvoeren zijn de deelgebieden geclusterd tot 15 deelstroomgebieden. De afvoeren van de verschillende deelgebieden worden per deelstroomgebied gesommeerd.

Landgebruik

Binnen een deelgebied kunnen verschillende landgebruiksvormen worden onderscheiden. Het landgebruik beslaat telkens een percentage van het totale areaal van een deelgebied. De exacte ligging binnen het deelgebied is dus niet bekend. In deze studie zijn op basis van gegevens uit het Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN) (Thunnissen, 1993) tien landgebruiksvormen onderscheiden. Per landgebruiksvorm binnen een deelgebied wordt een waterbalans opgesteld. Bij de hydrologische berekening zijn als landbouwkundige landgebruiksvormen onderscheiden: grasland onberegend, grasland beregend, maïs onberegend, maïs beregend, bouwland onberegend en bouwland beregend.

Onverzadigde zone

Voor de berekening van de vochthuishouding in de onverzadigde zone worden twee reservoirs beschouwd, één voor de wortelzone en één voor het onverzadigde deel van het bodemprofiel tussen de wortelzone en het freatisch vlak (grondwaterspiegel). De berekeningen voor de onverzadigde zone vinden plaats per landgebruiksvorm en per deelgebied. Voor de onverzadigde zone is door middel van combinatie van de grondwatertrappenkaarten, het Bodemkundig Informatie Systeem, de bodemkaart 1 : 250 000 en de vertaalslagen van Wösten et al. (1988) gekomen tot een schematisatie van 11 bodemfysische eenheden die voorkomen in 98 kaartvlakken. Gegevens over deze bodemfysische eenheden zijn afkomstig uit de Staringreeks (Wösten, 1987). Met behulp van het programma CAPSEV (Wesseling, 1991) zijn op basis van deze gegevens het evenwichtsvochtgehalte in de wortelzone, de capillaire opstijging en de bergingscoëfficiënt voor de onverzadigde zone bepaald.

4.2.4 Koppeling ISBEST-SIMGRO-PESTLA

Voor deze studie is gebruik gemaakt van de hydrologische berekeningen voor de periode '2000-2020'. Deze tijdreeks is opgebouwd uit de meteorologische gegevens van de jaren 1971 tot 1987 gevolgd door driemaal de gegevens voor het 'gemiddelde weerjaar' 1983. De berekeningen zijn uitgevoerd met een tijdstaplenkte van 14 dagen.

De SIMGRO-resultaten voor de onverzadigde zone (twee reservoirs) en het niet-regionale deel van het verzadigd grondwatersysteem zijn per bodemgebruiksvorm

omgewerkt naar de voor PESTLA vereiste balansen per compartiment. De profielen bestaan gemiddeld uit ongeveer 20 compartimenten, de dikte van de compartimenten neemt toe met de diepte.

Bij de keuze van de door te rekenen voorbeeldstoffen (paragraaf 3.1) is besloten landgebruiksvormen met een oppervlak kleiner dan 1 000 ha in deze studie buiten beschouwing te laten. Om die reden zijn alleen voor de landgebruiksvormen grasland, maïs, granen, aardappels en bieten berekeningen uitgevoerd. Voor de simulatie van de waterhuishouding zijn hiervoor respectievelijk de landgebruiksvormen 'grasland beregend', 'maïs onberegend' en 'bouwland onberegend' gedefinieerd.

De oppervlakte waarop een bestrijdingsmiddel wordt toegepast is berekend met de formule:

$$opp = \left(\frac{opp_{tot, l}}{opp_{tot, s}} \right) \cdot \left(\frac{opp_{LGN, l}}{opp_{tech, s}} \right) \cdot M \cdot P \cdot fr_{tech, dg} \cdot opp_{dg} \quad (3)$$

met:

- opp = oppervlakte (m²) waarop een bepaalde stof wordt toegepast
- $opp_{tot, l}$ = het oppervlak (m²) van de 16 gemeenten die geheel of gedeeltelijk in het studiegebied liggen = 59 625 ha
- $opp_{tot, s}$ = het oppervlak (m²) van het studiegebied gemodelleerd met SIMGRO = 58,076 ha
- $opp_{LGN, l}$ = het totale oppervlak (m²) van een LGN-teelt in het ISBEST-bestand voor de 16 gemeenten (tabel 13)
- $opp_{tech, s}$ = het totale oppervlak (m²) van de technologie gedefinieerd in SIMGRO (tabel 13)
- M = de marktpositie (%) van het bestrijdingsmiddel (zie hoofdstuk 3)
- P = de plaagdruk (%) van de plaag waarvoor het middel wordt gebruikt (zie hoofdstuk 3).
- $fr_{tech, dg}$ = fractie van het deelgebied dat in beslag wordt genomen door de landgebruiksvorm
- opp_{dg} = oppervlak van het deelgebied (m²)

In de bovenstaande formule zijn marktpositie en plaagdruk opgenomen. Deze twee factoren geven aan dat niet iedere bodemgebruiker ook een bepaald middel toepast. In ISBEST is daarom per stof per landgebruiksvorm opgeslagen welke marktpositie (%) dat middel in een regio heeft. Daarnaast is bekend hoe groot in deze regio de plaagdruk (%) van de plaag is waarvoor een bepaald middel wordt toegepast. Deze twee percentages hebben beide betrekking op het areaal waarop het middel wordt toegepast. Dit betekent dat de dosering per hectare van een middel altijd gelijk is (invoer voor bij de berekening met PESTLA), echter het aantal hectares waarop dit middel wordt toegepast wordt bij een plaagdruk en/of marktpositie kleiner dan 100% gecorrigeerd.

In formule (3) staan verschillende oppervlaktetermen. In tabel 13 zijn de oppervlakten per landgebruiksvorm weergegeven. Omdat de schematisatie in ISBEST en SIMGRO niet parallel loopt, is het noodzakelijk de ISBEST-landgebruiksvorm te koppelen aan een landgebruiksvorm (technologie) in SIMGRO: in de tabel is zichtbaar dat de landgebruiksvorm 'grasland' in ISBEST gekoppeld is aan de landgebruiksvorm 'grasland beregend' zoals deze is gedefinieerd ten behoeve van de simulatie van de regionale waterhuishouding. De verschillen in de gebruikte arealen hebben door de gevolgde procedure geen effect op de rekenresultaten.

Tabel 13 De oppervlakten (ha) van de verschillende landgebruiksvormen in ISBEST en SIMGRO

Landgebruiksvorm	Oppervlakte in ISBEST	Oppervlakte in SIMGRO
Grasland	14 900	
Grasland beregend		16 200
Maïs	13 200	
Maïs onberegend		11 600
Aardappelen	1 730	
Bieten	1 830	
Graan	244	
Bouwland onberegend		2 820

5 Resultaten voor de voorbeeldstoffen

5.1 Presentatie

Voor 9 stoffen (inclusief 2 metaboliëten) zijn (voor 189 deelgebieden) modelberekeningen uitgevoerd voor een periode van 20 jaar met een tijdstap van 14 dagen. In die 20 jaar is het gebruik konstant. Om de te presenteren resultaten te beperken zijn de landgebruiksvormen per deelgebied geclusterd naar 'totaal landbouw'. Bovendien zijn de tijdstappen geclusterd naar jaren. Na deze samenvoegingen zijn de gemiddelde water- en stofbalans per stof en per deelgebied op jaarbasis beschikbaar. Om de vraagstelling te beantwoorden worden de belasting van het grondwater en de belasting van het oppervlaktewater per stof in het twintigste jaar van de simulatie gepresenteerd. Naast de belasting van het regionale grondwatersysteem wordt ook de concentratie in het bovenste grondwater (1 m - GLG) gepresenteerd. De belasting is de totale massa van een stof die in een jaar het grond- of het oppervlaktewater bereikt. Deze belasting bereikt het grond- of oppervlaktewater opgelost in bodemvocht. De concentratie is de massa van een stof per volumeëenheid bodemvocht. Concentraties kunnen worden getoetst aan de drinkwaternorm. Daarnaast kunnen concentraties worden vergeleken met resultaten van metingen. De rekenresultaten worden verklaard met behulp van stoffeigenschaften en (regionale verschillen in) abiotische factoren.

Gemiddelde stofbalans voor het studiegebied op jaarbasis

Gedurende de rekenperiode van 20 jaar wordt in het modelinstrumentarium uitgegaan van een gelijke hoeveelheid van een middel die jaarlijks wordt toegepast (het gebruik is voor ieder jaar gelijk gesteld). Voor alle stoffen is voor het twintigste jaar een balans voor het gehele studiegebied opgesteld. De balanstermen zijn oppervlakte-gewogen gemiddeld; per deelgebied is iedere balansterm vermenigvuldigd met de oppervlakte waarop de stof wordt toegepast. De berekende hoeveelheden zijn gesommeerd en gedeeld door de totale oppervlakte waarop de stof is toegepast. De balansen zijn opgesteld voor het gehele bodemprofiel (waarin 'lokale' stroming optreedt).

De stofbalans voor bestrijdingsmiddelen bestaat uit de volgende termen (kg.ha⁻¹):

Binnenkomende termen:

- * Natte depositie: hoeveelheid die in het twintigste jaar via de neerslag op de bodem terecht komt. In deze studie is de natte depositie verwaarloosd
- * Additie: hoeveelheid werkzame stof die in het twintigste jaar wordt toegepast (= gebruik)
- * Formatie: hoeveelheid van een metaboliëte die in het twintigste jaar wordt gevormd na toegepassing van een middel
- * Infiltratie: hoeveelheid die in het twintigste jaar vanuit greppels, sloten of beken de bodem indringt
- * Opwaartse flux: hoeveelheid die in jaar 20 vanuit het regionale systeem naar het lokale systeem stroomt

Uitgaande termen:

- * Drift: hoeveelheid die in het twintigste jaar tijdens toepassing verwaait en in het oppervlaktewater belandt
- * Gewasopname: hoeveelheid die in het twintigste jaar door het gewas wordt opgenomen. In deze studie is de gewasopname verwaarloosd
- * Conversie: hoeveelheid die in het twintigste jaar als gevolg van omzetting en/of afbraak verdwijnt
- * Drainage: hoeveelheid die in het twintigste jaar vanuit de bodem uittreedt naar de drie in het model onderscheiden ontwateringssystemen (greppels, sloten, beken). Deze systemen hebben per deelgebied elk hun eigen dimensies, bodemdieptes en drainageweerstanden.
- * Neerwaartse flux: hoeveelheid die in het twintigste jaar vanuit het lokale systeem naar het regionale systeem wegzijgt

Naast de termen die zijn opgenomen in de massabalans wordt in de berekeningen ook de waarde bepaald van een aantal toestandsvariabelen. De variabelen kunnen als volgt worden gedefinieerd:

- * Hoeveelheid geadsorbeerd: gemiddelde massa van een middel gebonden in het totale profiel tijdens het twintigste jaar
- * Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd: massa die in het twintigste jaar aan het profiel wordt toegevoegd (+) of wordt onttrokken (-)
- * Balansafwijking: fout in de balans; deze wordt berekend door voor de periode waarvoor de balans wordt opgesteld de som van de binnenkomende termen te verminderen met de som van de uitgaande termen en de verandering in hoeveelheid geadsorbeerd. Idealiter is de balansafwijking nul.

In de tabellen en figuren wordt een wiskundige notatie gebruikt die als volgt moet worden gelezen: $1,0E-02 = 1,0 \cdot 10^{-2} = 0,01$. Balanstermen die niet in deze studie zijn gekwantificeerd hebben een waarde $0,00E+00$ gekregen.

Cumulatieve areaalfractiegrafieken

De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het bovenste grondwater (1 m - GLG) zijn per deelgebied uitgezet tegen de cumulatieve areaalfractie. Daartoe zijn de belasting en de concentratie voor de deelgebieden gesorteerd naar grootte en is vervolgens de totale oppervlakte waarop een stof is toegepast binnen een deelstroomgebied gedeeld door de totale oppervlakte waarop een stof is toegepast binnen het studiegebied. De concentratie in het bovenste grondwater is gepresenteerd omdat daardoor getoetst kan worden aan de drinkwaternorm.

Gebiedskaarten

De belasting van het diepere grondwater en de belasting van het oppervlaktewater in het twintigste jaar zijn in gebiedskaarten resp. per deelgebied en per deelstroomgebied gepresenteerd (aanhangsel).

5.2 Relaties tussen belasting en abiotische omstandigheden

De belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen hangt af van de gebruikte hoeveelheid, de stofeigenschappen en de abiotische omstandigheden. De gebruikte hoeveelheid van een werkzame stof binnen een gewas is voor het hele gebied gelijk verondersteld. De stofeigenschappen zijn voor de acht stoffen verschillend en zijn beschreven in hoofdstuk 3.

Onderzocht is welke invloed abiotische parameters hebben op de belasting van het grond- en oppervlaktewatersysteem. Verondersteld wordt dat vooral de organischestoffractie (van de bovengrond) en de waterhuishouding (uitgedrukt in de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand: GLG) van invloed zijn op de uitspoeling naar het regionale grondwatersysteem. Bij de belasting van het oppervlaktewatersysteem is naast bovengenoemde parameters ook de slootdichtheid van belang. Daartoe is de belasting van het grond- en oppervlaktewater uitgezet tegen deze abiotische factoren (fig. 7 t/m 10). In totaal kunnen in elke grafiek maximaal 189 punten (het aantal deelgebieden) staan. Omdat niet elke stof in elk deelgebied wordt toegepast (niet elke teelt komt overal voor) is het aantal punten meestal kleiner dan 189.

5.2.1 Relatie belasting diepere grondwater en GLG

Verondersteld wordt dat er een relatie bestaat tussen de waterhuishouding en de belasting van het grondwater. De GLG is een karakteristiek die verschillen in de waterhuishouding binnen het studiegebied weergeeft (fig. 6).

Gezocht is naar de relatie tussen de GLG en de berekende belasting van het diepere grondwater per stof (fig. 7). Voor een mobiele stof als bentazon neemt bij een grotere GLG (diepere grondwaterstand) de belasting van het diepere grondwater toe. Voor de overige, minder mobiele stoffen is de relatie tussen de belasting van het diepere grondwater en de GLG minder duidelijk.

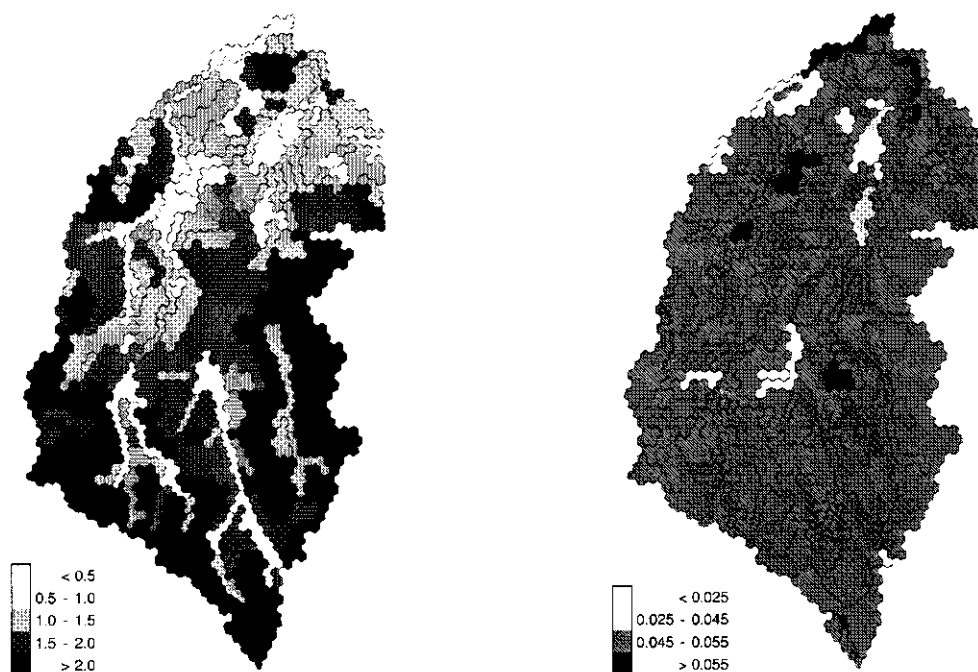


Fig. 6 Verdeling van de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand in m - mv (links) en de organischestoffractie in procenten (rechts) over het studiegebied.

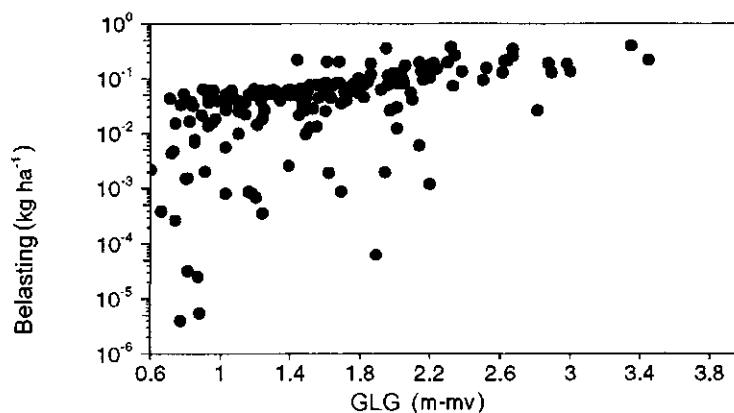


Fig. 7 De belasting van het diepere grondwater als functie van de GLG (m - mv) voor bentazon

Dat voor bentazon bij een diepere grondwaterstand een grotere belasting van het diepere grondwater wordt berekend wordt veroorzaakt doordat de wegzijging naar het regionale grondwatersysteem toeneemt bij een diepere grondwaterstand (fig. 8), en doordat voor de modelberekeningen is aangenomen dat beneden 1 m - mv geen omzetting van bestrijdingsmiddelen plaatsvindt.

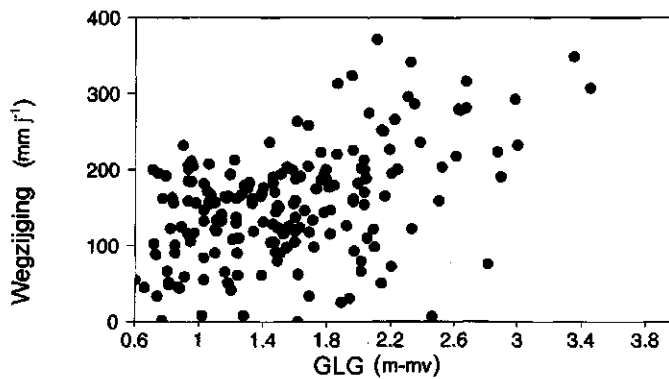


Fig. 8 De wegzijing naar het regionale grondwatersysteem als functie van de GLG (m - mv)

De aanname dat beneden 1 m - mv geen afbraak van bestrijdingsmiddelen plaatsvindt is een aanname die is overgenomen uit het 'standaardscenario uitspoeling' van het College Toelating Bestrijdingsmiddelen. Een dergelijke aanname is noodzakelijk omdat vrijwel geen gegevens over afbraak in de ondergrond beschikbaar zijn. Als wordt aangenomen dat afbraak optreedt tot aan de grondwaterspiegel of dat de afbraak zelfs onder de grondwaterspiegel optreedt, betekent dit dat door een langere verblijftijd de relatie tussen de grondwaterstand en de belasting verandert. De afbraak vindt plaats in een aëroob milieu en wordt door deze aanname niet beïnvloed door de waterhuishouding. De belasting zal dan bij diepere grondwaterstanden afnemen. Wanneer de afbraak afhankelijk wordt gesteld van de zuurstofvoorziening wordt deze mede gestuurd door de waterhuishouding. Hierdoor zal bij ondiepe grondwaterstanden de omzetting onder aërobe omstandigheden afnemen en kan de belasting toenemen. Indien omzetting onder anaërobe omstandigheden optreedt, zal bij ondiepe grondwaterstanden de afbraak daarentegen toenemen en zal de uitspoeling afnemen.

5.2.2 Relatie belasting oppervlaktewater en GLG

Er is een relatie tussen de aanvulling van het regionale grondwatersysteem en de GLG (fig. 8). In gebieden met een diepere grondwaterstand zijgt meer water naar het grondwatersysteem dan in gebieden met een ondiepere grondwaterstand. In gebieden met een ondiepe grondwaterstand is de flux naar het oppervlaktewater groter dan de flux naar het regionale grondwatersysteem. De flux naar het oppervlaktewater heeft eveneens een relatie met de grondwaterstand (fig. 9). Bij een ondiepere grondwaterstand neemt de flux naar het oppervlaktewatersysteem toe. De belasting van het oppervlaktewatersysteem is in gebieden met een diepere grondwaterstand lager. Voor bentazon is de relatie tussen de belasting van het oppervlaktewater en de GLG het meest duidelijk (fig. 10). Hoewel de relatie niet eenduidig is, is zichtbaar dat een ondiepe grondwaterstand (een kleinere GLG) een hogere belasting van het oppervlaktewater tot gevolg heeft. Deze relatie is vooral voor een uitspoeler als bentazon duidelijk zichtbaar. Voor stoffen die minder goed uitspoelen is de relatie minder sterk.

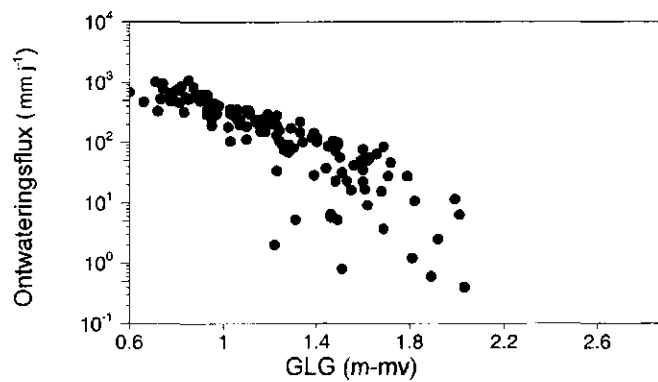


Fig. 9 De relatie tussen de ontwateringsflux naar het oppervlaktewater en de GLG

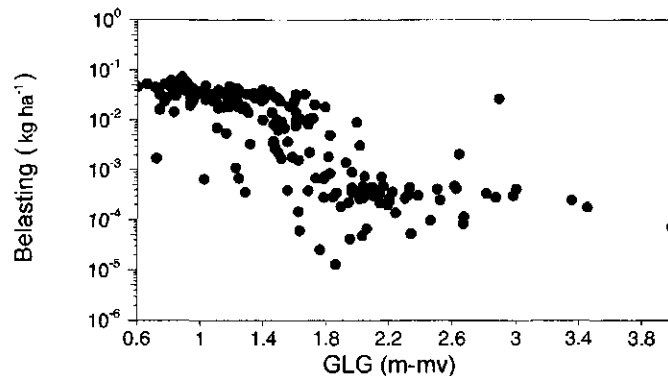


Fig. 10 De relatie tussen de belasting van het oppervlaktewater en de GLG voor bentazon

5.2.3 Relatie belasting diepere grondwater en organischestoffractie

De variatie in de verdeling van de organischestoffractie over het studiegebied is gering (fig. 6). Voor bijna alle deelgebieden is de organischestoffractie van de bovengrond 0,05. Het is daarom aan de hand van de berekeningen in dit studiegebied moeilijk om een uitspraak te doen over de relatie tussen de belasting van het diepere diepere grondwater en de organischestoffractie van de bodem, hoewel bekend is dat de invloed van het gehalte aan organischestof in de bovengrond op de uitspoeling groot is (Boesten en Van der Linden, 1991). Waarden in organischestofgehalten anders dan 0,05% worden veroorzaakt door vaaggronden (stuifzanden) en moerige gronden die binnen het gebied een kleine oppervlakte beslaan en voornamelijk in natuurgebieden voorkomen. Omdat vooral de gronden met lage organischestofgehalten de balansen in sterke mate bleken te beïnvloeden (de berekende belasting van grond- en oppervlaktewater is voor deze gronden veel groter; dit zijn extreem gevoelige gronden waarop geen landbouw plaatsvindt) zijn de 4 deelgebieden waarin deze gronden dominant voorkomen in de verdere analyse buiten beschouwing gelaten.

5.2.4 Relatie belasting oppervlaktewater en slootdichtheid

De slootdichtheid verschilt binnen het studiegebied (fig. 11). De beekdalen met de nattere gronden zijn duidelijk zichtbaar (slootdichtheid $> 1.0E-2$). Omdat de belasting van het oppervlaktewater via drift wordt berekend als een constante maal de slootdichtheid (par. 4.2.1.) wordt het ruimtelijk patroon van de belasting van het oppervlaktewater via drift sterk bepaald door de ruimtelijke verdeling van de slootdichtheden. Verschillen in de absolute waarde van de drift worden veroorzaakt door verschillen in de dosering tussen de verschillende stoffen.

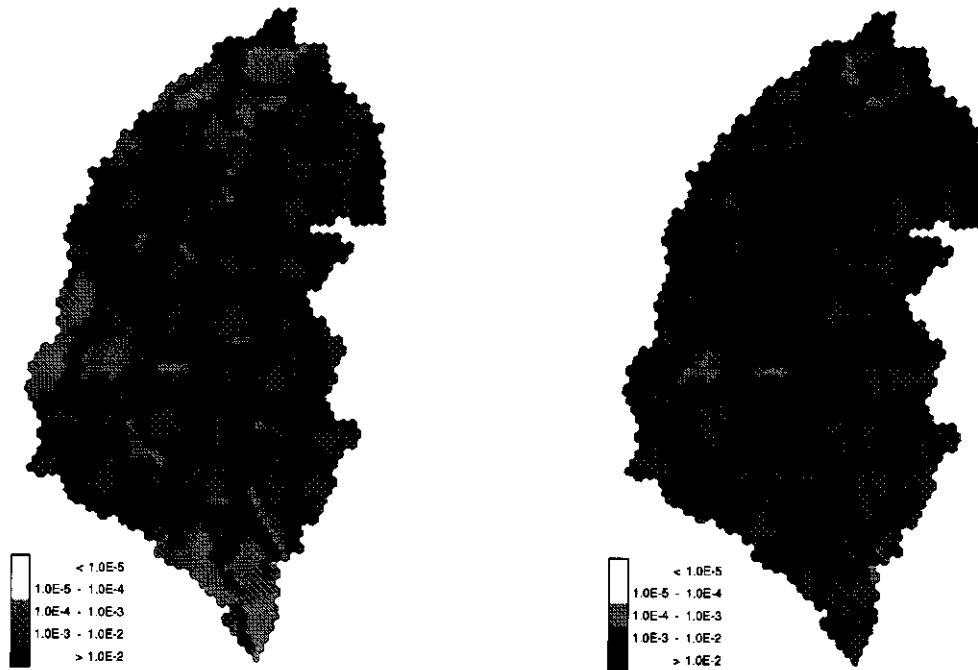


Fig. 11 Slootdichtheid (-) van perceelssloten (links) en A-watergangen (rechts) in het studiegebied

5.3 Resultaten

De rekenresultaten zijn per voorbeeldstof beschreven.

5.3.1 Atrazin en de metabolieten desethyl-atrazin en 2-hydroxy-atrazin

De stof atrazin werd in het studiegebied in 1993 op de landgebruiksvorm maïs gemiddeld drie maal toegepast. Dat leidt tot een gemiddelde gift van $1,77 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Van atrazin zijn twee metabolieten doorgerekend: desethyl-atrazin en 2-hydroxy-atrazin. De rekenresultaten van deze twee metabolieten worden eveneens in deze paragraaf beschreven.

Atrazin

De K_{om} van deze stof bedraagt $0,070 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ en de halfwaardetijd (DT_{50}) is 50 dagen. Aan de hand van de conversieterm kan worden vastgesteld dat vrijwel alle atrazin wordt omgezet. Een klein deel, slechts 1% van de totale gift over de rekenperiode, is na 20 jaar nog in het profiel aanwezig. Van de overige termen in de balans is de term drift het grootste. De bijdrage van de uitspoeling via de bodem (drainagetermen) aan de belasting van het oppervlaktewater is een factor 20 lager dan de bijdrage door drift. De omvang van de uitspoeling via de bodem is o.a. afhankelijk van de afstand tot het ontwateringswerk. Deze afstand neemt toe van greppel naar beek. Wanneer er dus sprake is van uitspoeling via de bodem zal in dit gebied uitspoeling naar sloten altijd groter zijn dan naar beken.

Tabel 14 Balans voor atrazin ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,93E-03
Addities	1,77E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	1,76E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,51E-04
— beken	0,00E+00	— beken	0,23E-07
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,14E-04
Totaal	1,77E+00	Totaal	1,76E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd			0,30E+00
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,79E-02
Balansafwijking			0,98E-05

De berekende uitspoeling van atrazin is lager dan is gemeten (pers. com. Boesten en Leistra). Dit wordt veroorzaakt doordat het profiel waarvoor is gerekend meer organischestof in de bovenste meter bevat waardoor het transport wordt vertraagd zodat de afbraak toeneemt. De rekenresultaten zijn dan ook niet in tegenspraak met de meetgegevens. De grootte van de gewasopname voor atrazin is bekend. Toch is de gewasopname niet in de berekeningen meegenomen omdat deze (voor atrazin) dermate klein is dat de berekende uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater hierdoor nauwelijks worden beïnvloed.

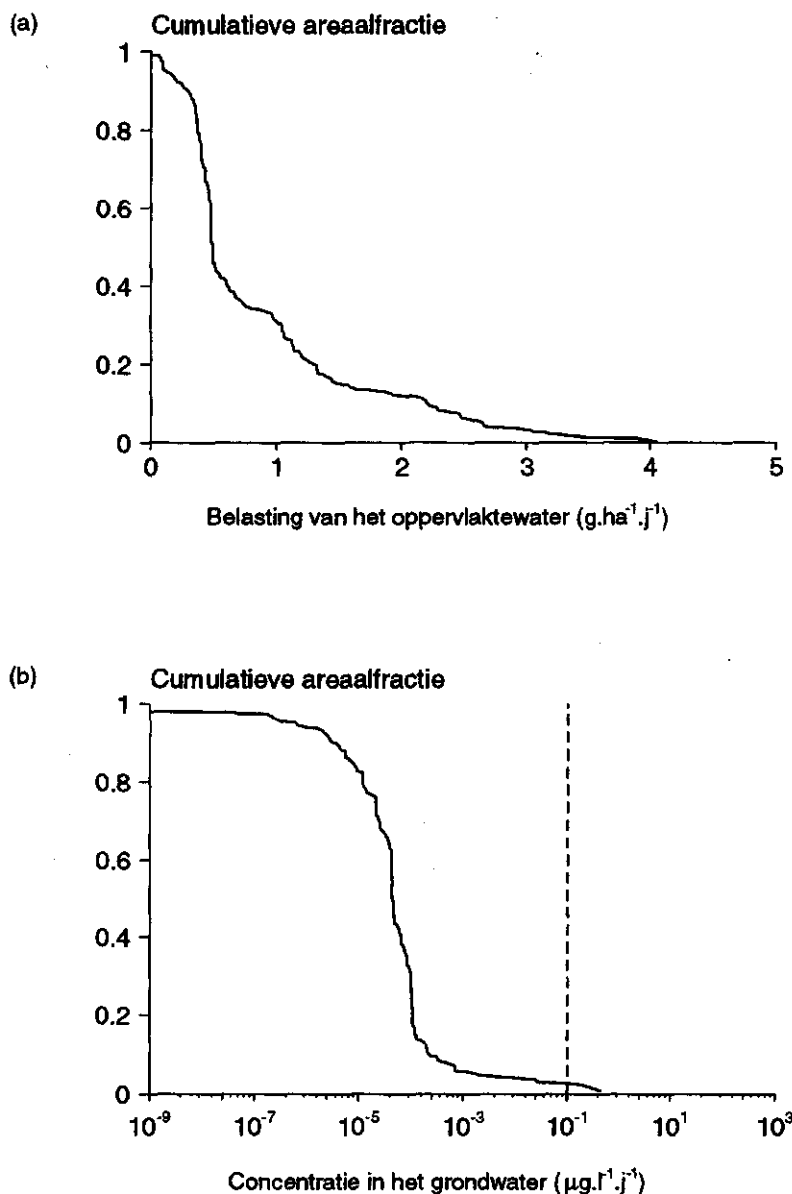


Fig. 12 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het bovenste grondwater van atrazin als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop atrazin is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

Voor berekende concentraties beneden de $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ wordt gesteld dat de betreffende stof het grondwater niet in aantoonbare hoeveelheden bereikt omdat voor de meeste stoffen concentraties beneden een dergelijke waarde met de huidige analysetechnieken niet zijn te detecteren. Voor het studiegebied is berekend dat in minder dan 10% van het gebied de berekende concentratie atrazin in het grondwater $> 0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ bedraagt. In dit deel van het gebied bereikt atrazin dus het grondwater. In ongeveer 3% van het gebied leidt dit tot concentraties waarbij de drinkwaternorm van $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ wordt overschreden.

Lokaal treedt belasting van het diepere grondwater met atrazin op (aanhangel). Deze belasting is kleiner dan 10 g.ha^{-1} en is in 90% van het studiegebied kleiner dan 1 mg.ha^{-1} .

De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied varieert voor de deelgebieden tussen de 0 en $4 \text{ g.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (fig. 12). Aangezien atrazin voornamelijk via drift in het oppervlaktewater terecht komt, is deze (geringe) spreiding hoofdzakelijk het gevolg van verschillen in slootdichtheid tussen de stroomgebieden. In 50% van het studiegebied is de belasting kleiner dan $0,5 \text{ g.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Desethyl-atrazin

Desethyl-atrazin is een metaboliet (omzettingsproduct) van atrazin. De K_{om} van deze stof bedraagt $0,018 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ en de halfwaardetijd (DT_{50}) is 45 dagen.

Tabel 15 Balans voor desethyl-atrazin (kg.ha^{-1}), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,00E+00
Addities	0,00E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,56E-01	Conversie	0,55E-01
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,10E-04
— beken	0,00E+00	— beken	0,90E-06
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,89E-04
Totaal	0,56E-01	Totaal	0,56E-01
Hoeveelheid geadsorbeerd		0,17E-01	
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)		0,37E-03	
Balansafwijking		0,54E-05	

Aangezien desethyl-atrazin een metaboliet is zijn de termen addities en drift in tabel 15 gelijk aan nul. Aanvoer vindt alleen plaats door formatie van atrazin tot desethyl-atrazin. Het grootste deel van desethyl-atrazin wordt omgezet (conversie-term). De uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater zijn groter dan voor atrazin hetgeen te wijten is aan het feit dat de stof minder sterk adsorbeert aan organisch materiaal. Er spoelt meer desethyl-atrazin uit naar het regionale grondwatersysteem dan naar het oppervlaktewater.

In ongeveer 5% van het studiegebied wordt desethyl-atrazin in het bovenste grondwater (concentraties groter dan $0,001 \mu\text{g.l}^{-1}$) aangetroffen. Dit wordt veroorzaakt door het mobiele karakter van de stof. De drinkwaternorm ($0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$) wordt echter nergens overschreden.

Slechts voor enkele deelgebieden wordt een belasting van het diepere grondwater groter dan 1 mg.ha^{-1} berekend. Vanzelfsprekend zijn dit gebieden waarin ook de moederstof atrazin uitspoelt. De belasting van het grondwater met desethyl-atrazin is kleiner dan de belasting met atrazin. Dit omdat desethyl-atrazin slechts in bescheiden mate uit atrazin wordt gevormd (formatie = $0,056 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$).

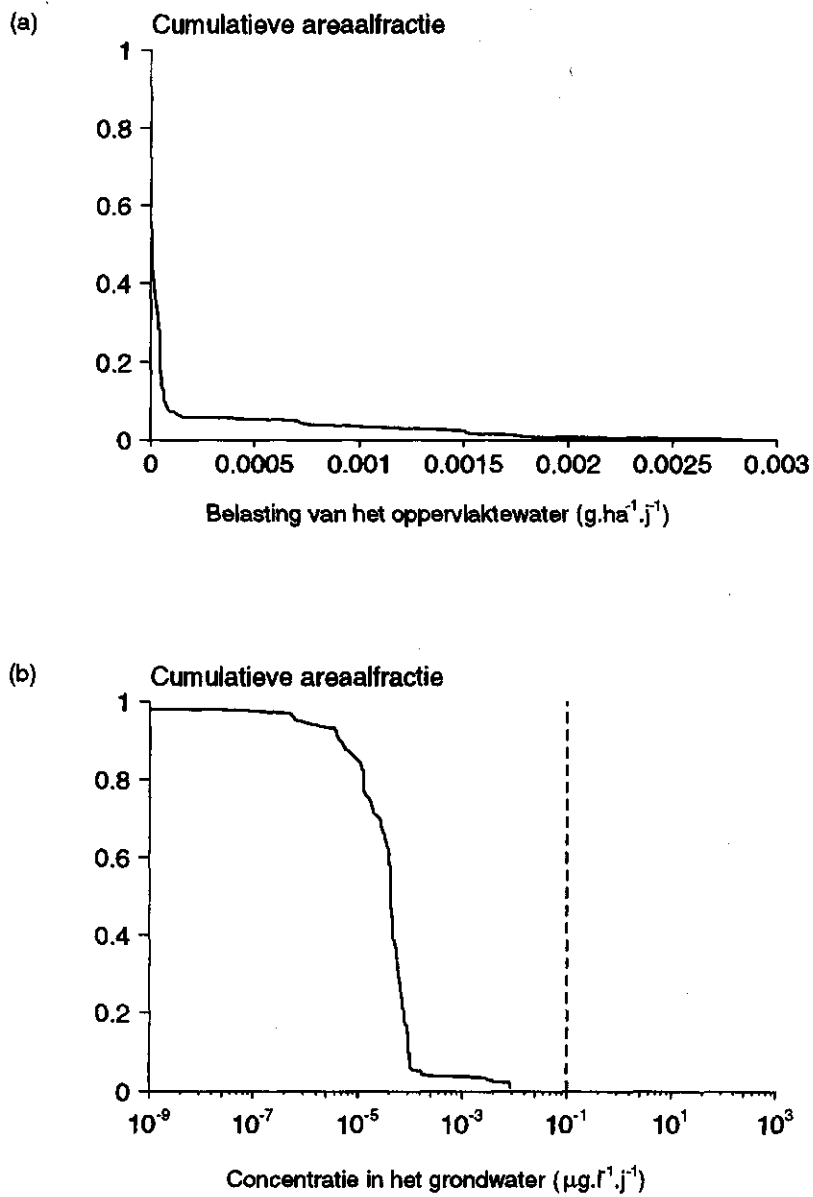


Fig. 13 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van desethyl-atrazin als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop desethyl-atrazin is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie.

De belasting van het oppervlaktewater door desethyl-atrazin bedraagt slechts enkele microgrammen per hectare en is klein in vergelijking tot de belasting van het oppervlaktewater met de moederstof atrazin (fig. 13).

2-Hydroxy-atrazin

Ook 2-hydroxy-atrazin is een metaboliet van atrazin. De K_{om} van deze stof bedraagt $0,288 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ en de halfwaardetijd (DT_{50}) bedraagt 164 dagen.

Evenals desethyl-atrazin is 2-hydroxy-atrazin een metaboliet en kent dus geen addities of drift. Aanvoer vindt alleen plaats door formatie van atrazin tot 2-hydroxy-atrazin. Het merendeel van de stof wordt omgezet (conversie). De rest adsorbeert of spoelt uit. Van de stof spoelt meer uit naar het regionale grondwatersysteem dan naar het oppervlaktewater. Hoewel minder 2-hydroxy-atrazin dan desethyl-atrazin ontstaat bij de afbraak van atrazin is de geadsorbeerde hoeveelheid 2-hydroxy-atrazin groter dan de geadsorbeerde hoeveelheid desethyl-atrazin. Dit wordt veroorzaakt doordat de K_{om} en de DT_{50} van 2-hydroxy-atrazin groter zijn dan van desethyl-atrazin.

2-hydroxy-atrazin bereikt het grondwater in uitermate lage concentraties (fig. 14). Omdat de berekende concentraties kleiner zijn dan $0,001 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ wordt gesteld dat 2-hydroxy-atrazin het grondwater waarschijnlijk niet in aantoonbare hoeveelheden bereikt (pag 49). De belasting van het diepere grondwater is dan ook klein (tabel 16; Aanhangsel 1).

De belasting van het oppervlaktewater door 2-hydroxy-atrazin bedraagt slechts enkele tienden van grammen per hectare en stelt weinig voor in vergelijking met de moederstof atrazin (fig. 13). In 80% van het gebied treedt geen uitspoeling naar het oppervlaktewater op. De belasting van het oppervlaktewater treedt hoofdzakelijk op in het zuidelijk deel van het studiegebied.

Tabel 16 Balans voor 2-hydroxy-atrazin ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,00E+00
Addities	0,00E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,85E-02	Conversie	0,82E-02
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,43E-06
— beken	0,00E+00	— beken	0,17E-07
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,55E-04
Totaal	0,85E-02	Totaal	0,82E-02
Hoeveelheid geadsorbeerd			0,13E-01
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,24E-03
Balansafwijking			0,45E-05

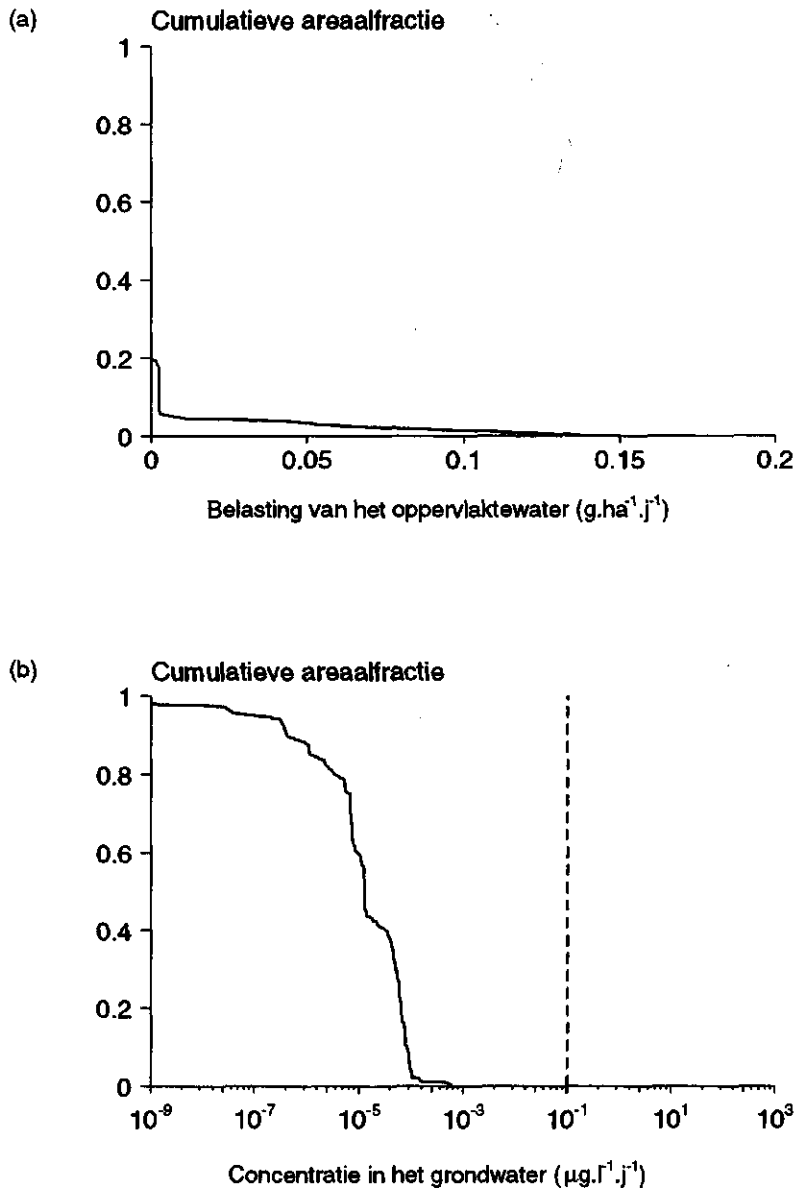


Fig. 14 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van 2-hydroxy-atrazin als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop 2-hydroxy-atrazin is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.2 Bentazon

De werkzame stof bentazon werd in het studiegebied in 1993 toegepast op de landgebruiksvormen maïs en aardappelen. In maïs werd bentazon gemiddeld drie maal toegepast met een totale gemiddelde gift van $1,23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$; in aardappelen werd de stof één maal toegepast met een gemiddelde gift van $0,96 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Met de areaalgegevens van maïs en aardappelen is een oppervlakte-gewogen gemiddelde gift berekend van $1,23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Deze is als additieterm terug te vinden in tabel 17. De halfwaardetijd (DT_{50}) van bentazon bedraagt 48 dagen en de K_{om} wordt geschat op $0,0004 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$.

Tabel 17 Balans voor bentazon ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,64E-03
Addities	1,23E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	1,15E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,84E-02
— beken	0,00E+00	— beken	0,43E-02
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,52E-01
Totaal	1,23E+00	Totaal	1,22E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd		0,60E+00	
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)		0,12E-01	
Balansafwijking		0,63E-06	

Bentazon staat als gevolg van een kleine K_{om} en een relatief kleine DT_{50} bekend als een goede uitspoeler. Dat is duidelijk zichtbaar aan de grootte van de balanstermen drainage en neerwaartse flux. Bijna 5% van de toegepaste hoeveelheid bentazon spoelt uit naar het diepere grondwater en ruim 1% van de toegepaste hoeveelheid komt in het oppervlaktewater terecht. Door het mobiele karakter van bentazon in de bodem is de belasting van het oppervlaktewater via drainage belangrijker dan de bovengrondse route via drift.

De concentraties in het bovenste grondwater zijn groot (fig. 15). In 98% van het gebied bereikt bentazon het bovenste grondwater en wel overal boven de drinkwaternorm van $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. De berekende concentratie overschrijdt in bijna 90% van het studiegebied de norm met minstens een factor 100.

Vrijwel overal waar bentazon wordt toegepast bereikt bentazon ook het diepere grondwater in grote hoeveelheden (aanslag).

De belasting van het oppervlaktewater is eveneens groot (fig. 15). De spreiding van de belasting van het oppervlaktewater varieert van 0 tot $73 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Deze relatief grote spreiding wordt veroorzaakt door de grote verschillen in hydrologie tussen de stroomgebieden die grote verschillen in uitspoeling via het bodemsysteem tot gevolg hebben. De belasting via drift speelt hier een ondergeschikte rol.

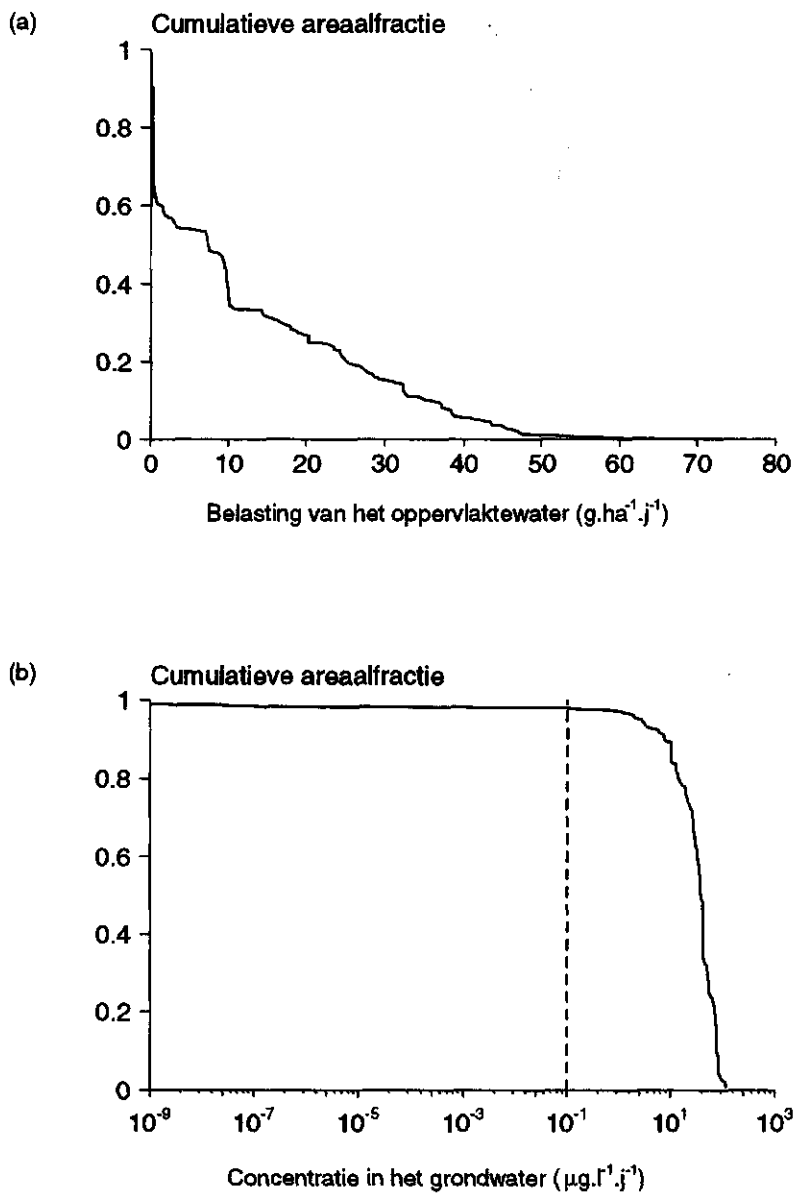


Fig. 15 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van bentazon als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop bentazon is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.3 Fluazinam

De werkzame stof fluazinam werd in het studiegebied in 1993 op de landgebruiksvorm aardappelen gemiddeld 10 maal toegepast met een totale gemiddelde gift van $2,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. De K_{om} van fluazinam is $5,33 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ en de halfwaardetijd (DT_{50}) bedraagt 107 dagen.

Tabel 18 Balans voor fluazinam ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,93E-03
Addities	2,00E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	1,97E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,32E-05
— beken	0,00E+00	— beken	0,91E-16
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,33E-17
Totaal	2,00E+00	Totaal	1,97E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd			1,65E+00
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,31E-01
Balansafwijking			0,46E-05

Fluazinam is een stof die veel sterker adsorbeert en moeilijker wordt omgezet dan de twee eerder behandelde stoffen atrazin en bentazon. Dit komt duidelijk tot uitdrukking in de massabalans die is weergegeven in tabel 18. De hoeveelheid fluazinam die in de bodem achterblijft als gevolg van de sterke sorptie is relatief groot. Na 20 jaar is die hoeveelheid ruim 80% van de jaarlijkse gift. De belasting van het diepere grondwater (neerwaartse flux) is nihil. Wel wordt een belasting van het oppervlaktewater via de sloten berekend. Dat betekent dat fluazinam het bovenste grondwater bereikt maar vervolgens uitspoelt naar het oppervlaktewater of wordt gebonden in de ondergrond. Voor sterk adsorberende stoffen als fluazinam is bekend dat de belasting van het oppervlaktewater via de bovengrondse driftroute van groter belang is dan de ondergrondse.

Fluazinam wordt, omdat fluazinam sterk adsorbeerd, niet in aantoonbare hoeveelheden in het bovenste grondwater aangetroffen (concentraties kleiner dan $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, fig. 16). Fluazinam adsorbeert dermate sterk dat het diepere grondwater niet wordt bereikt.

De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied varieert tussen de 0 en $4 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Aangezien fluazinam vrijwel uitsluitend via drift in het oppervlaktewater terecht komt, is deze (geringe) spreiding hoofdzakelijk het gevolg van verschillen in slootdichtheid tussen de stroomgebieden.

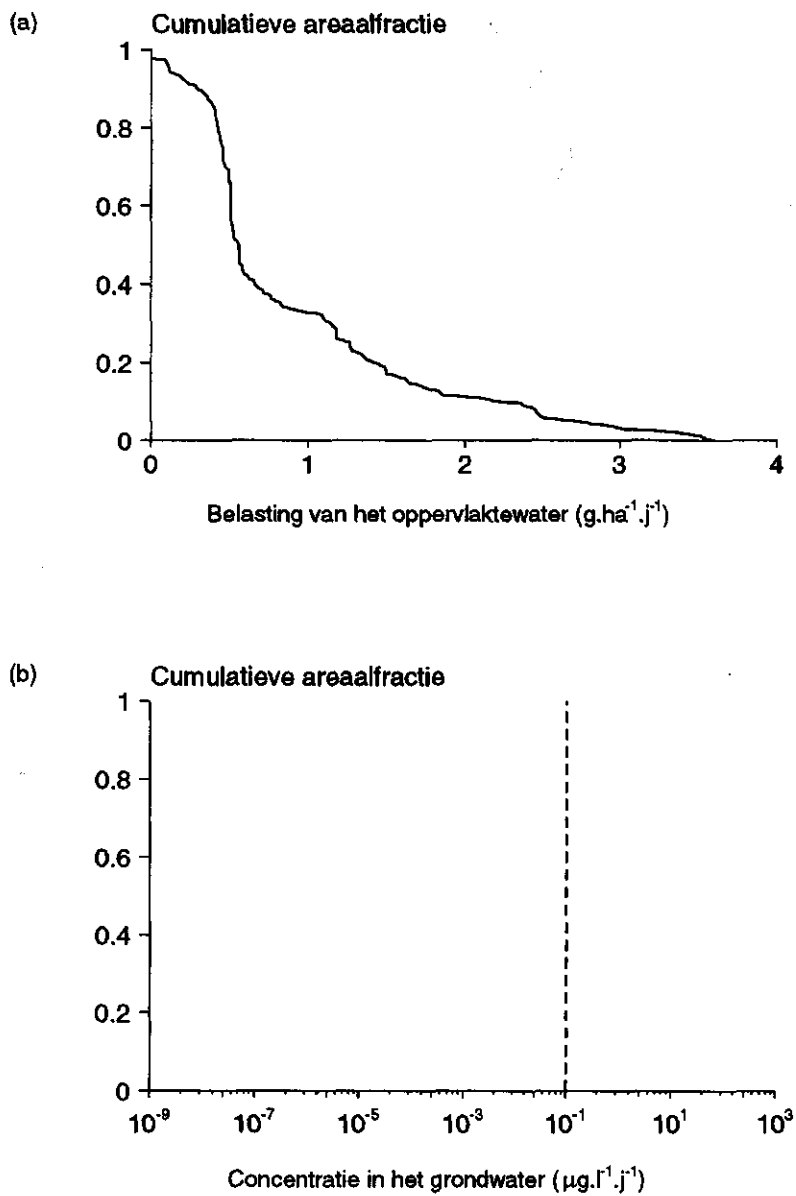


Fig. 16 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van fluazinam als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop fluazinam is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.4 MCPA

De werkzame stof MCPA werd in het studiegebied in 1993 toegepast op grasland, graan en aardappelen. Op grasland werd MCPA gemiddeld één maal toegepast met een totale gemiddelde gift van $2,50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$; in graan werd de stof gemiddeld één maal toegepast met een gemiddelde gift van $0,68 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, en in aardappelen gemiddeld één maal met een gemiddelde gift van $0,26 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. De halfwaardetijd (DT_{50}) van MCPA bedraagt 15 dagen en de K_{om} wordt geschat op $0,029 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$. Met de areaalgegevens van grasland, granen en aardappelen is een oppervlakte-gewogen gemiddelde gift berekend van $2,22 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Deze is als additieterm opgenomen in tabel 19.

Tabel 19 Balans voor MCPA ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,14E-02
Addities	2,22E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	2,22E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,47E-04
— beken	0,00E+00	— beken	0,18E-06
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,15E-04
Totaal	2,22E+00	Totaal	2,22E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd			0,15E+00
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,28E-02
Balansafwijking			0,20E-04

MCPA is een fenoxycarbonzuurverbinding die relatief snel wordt omgezet. In tabel 19 wordt dit vooral zichtbaar in de geadsorbeerde hoeveelheid. Na een toepassingsperiode van 20 jaar is minder dan een half procent nog aanwezig in het profiel. Hoewel het meeste van de stof al is afgebroken voordat het uit kan spoelen, spoelt het deel dat niet is omgezet relatief snel uit, omdat de stof weinig adsorbeert. De uitspoeling naar het diepere grondwater is vergelijkbaar met die van atrazin. Het oppervlaktewater wordt duidelijk zwaarder belast, vooral als gevolg van drift.

In ongeveer 10% van het studiegebied kan MCPA in het bovenste grondwater worden aangetroffen (concentratie groter dan $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Overschrijding van de drinkwaternorm treedt op in 5% van het gebied (fig. 17). De belasting van het diepere grondwater met MCPA treedt lokaal op (Aanhangsel 1).

De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied varieert tussen de 0 en $5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Aangezien die grotendeels via drift in het oppervlaktewater terecht komt, is deze spreiding hoofdzakelijk het gevolg van verschillen in slootdichtheid tussen de stroomgebieden.

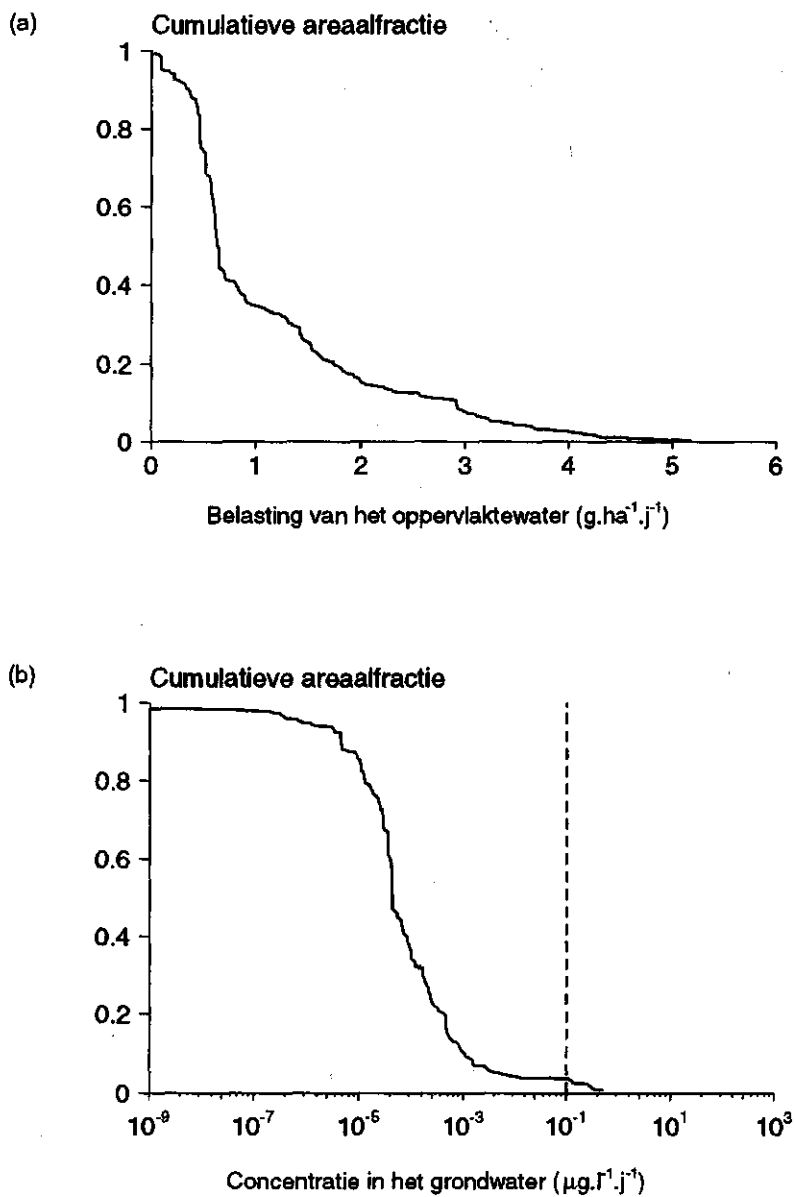


Fig. 17 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van MCPA als functie van de cumulatieve areaaf fractie waarop MCPA is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.5 Metamitron

De werkzame stof metamitron werd in het studiegebied in 1993 op de landgebruiksvorm bieten gemiddeld vier maal toegepast met een totale gemiddelde gift van $1,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. De halfwaardetijd (DT_{50}) bedraagt 30 dagen, de K_{om} wordt geschat op $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$.

Tabel 20 Balans voor metamitron ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,65E-03
Addities	1,40E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	1,40E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,92E-05
— beken	0,00E+00	— beken	0,45E-09
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,18E-07
Totaal	1,40E+00	Totaal	1,40E+00
Hoeveelheid geabsorbeerd		0,67E-01	
Verandering in hoeveelheid geabsorbeerd (+ = toename)		0,29E-02	
Balansafwijking		0,13E-04	

Gift en omzetting lijken voor metamitron gelijk. Dit is echter het gevolg van een cijfermatige afronding. Uit tabel 20 blijkt dat het merendeel van de stof metamitron in een rekenperiode van 20 jaar verdwijnt uit het profiel. Verreweg de belangrijkste emissieroute van deze stof in het studiegebied is drift. De omvang van de belasting van het oppervlaktewater is dan ook een factor 1000 maal de hoeveelheid die naar het diepere grondwater uitspoelt. Dit hangt samen met het feit dat metamitron redelijk snel wordt omgezet en dus niet als moederstof het grondwater bereikt.

De berekende concentraties in het bovenste grondwater zijn veel kleiner dan $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (fig. 18). Metamitron zal dan ook vrijwel niet in het grondwater kunnen worden aangetroffen. De belasting van het diepere grondwater is dan ook te verwaarlozen.

De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied varieert tussen de 0 en $5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Aangezien deze stof grotendeels via drift in het oppervlaktewater terecht komt, is deze (geringe) spreiding hoofdzakelijk het gevolg van verschillen in slootdichtheid tussen de stroomgebieden.

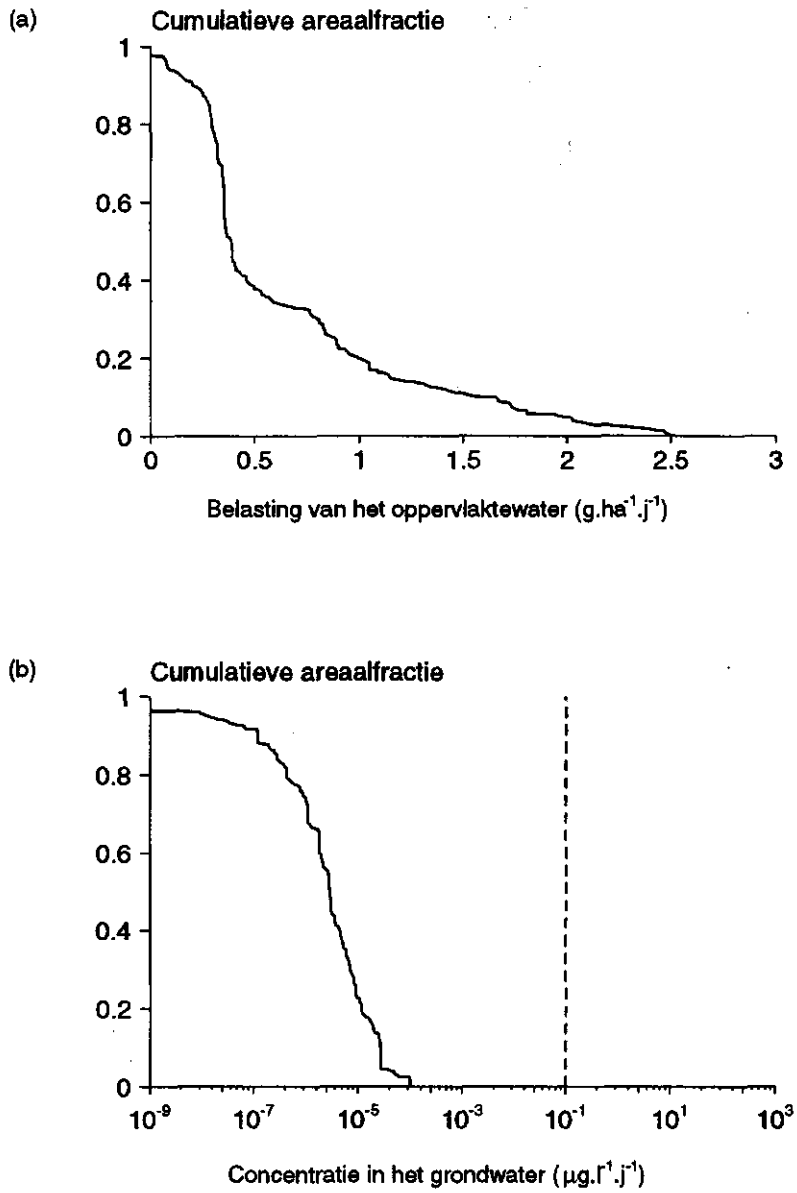


Fig. 18 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van metamitron als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop metamitron is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.6 Metolachloor

De stof metolachloor werd in het studiegebied in 1993 op de landgebruiksvorm maïs gemiddeld één maal toegepast met een gemiddelde gift van $2,52 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. De K_{om} van metolachloor is $0,103 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ en de halfwaardetijd (DT_{50}) bedraagt 100 dagen.

Tabel 21 Balans voor metolachloor ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie.

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,13E-02
Addities	2,52E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	2,49E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,20E-03
— beken	0,00E+00	— beken	0,50E-06
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,11E-03
Totaal	2,52E+00	Totaal	2,49E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd			1,32E+00
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,29E-01
Balansafwijking			0,61E-05

In tabel 21 is weergegeven dat bijna 3% van de totale hoeveelheid metolachloor die in 20 jaar is toegepast na die periode is achtergebleven in het profiel. In jaar 20 heeft dat tot gevolg dat ruim de helft van de gift al in het profiel aanwezig is. De uitspoeling naar diepere grondwater (neerwaartse flux) is beperkt in vergelijking met de belasting van het oppervlaktewater. In absolute zin heeft metolachloor echter na bentazon de meeste kans in het diepere grondwater aangetroffen te worden.

De stof metolachloor kan in 16% van het gebied in het bovenste grondwater worden aangetroffen (concentratie groter dan $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). De berekende concentraties in het bovenste grondwater overschrijden in 4% van het gebied zelfs de drinkwaternorm van $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (fig. 19). De belasting van het diepere grondwater heeft een lokaal karakter (Aanhangsel 1).

De spreiding in de belasting van het oppervlaktewater is vergeleken met de overige stoffen (uitgezonderd bentazon) aan de hoge kant (fig. 19). Dit komt omdat de relatieve omvang van de ondergrondse belastingroute bij deze stof groter is, zodat verschillen in hydrologie tussen deelgebieden zichtbaar worden in de oppervlaktewaterbelasting. Op deelstroomgebiedsniveau zijn de verschillen minder groot (range van 1,0 tot $2,5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$).

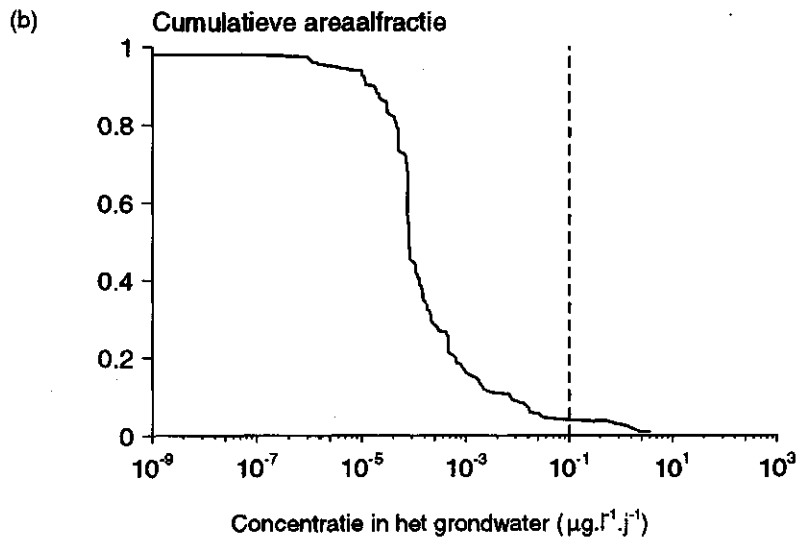
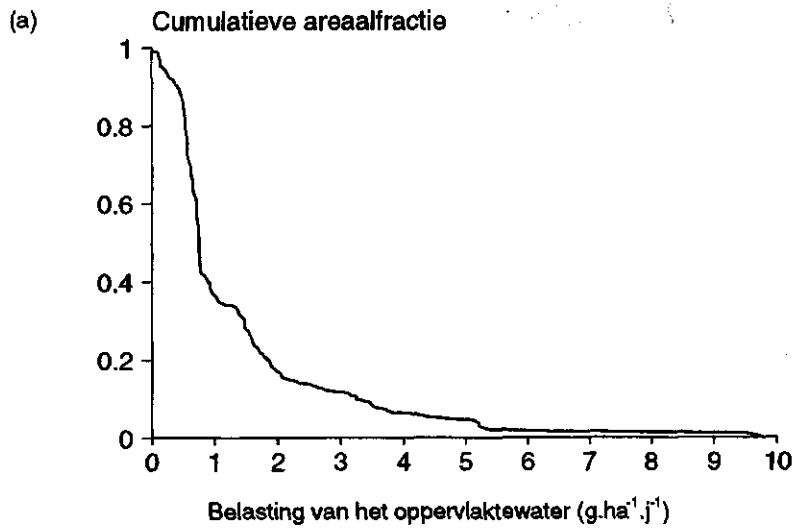


Fig. 19 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van metolachloor als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop metolachloor is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.3.7 Lindaan

De werkzame stof lindaan werd in het studiegebied in 1993 toegepast op de landgebruiksvormen maïs en bieten. In maïs werd lindaan gemiddeld één maal toegepast met een totale gemiddelde gift van $0,76 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$; in bieten werd de stof één maal toegepast met een gemiddelde gift van $0,26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. De halfwaardetijd (DT_{50}) van lindaan bedraagt 1406 dagen en de K_{om} wordt geschat op $0,633 \text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$. Met de areaalgegevens van maïs en bieten is een oppervlaktegewogen gemiddelde gift berekend van $0,56 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$. Deze is als additieterm opgenomen in tabel 22.

Tabel 22 Balans voor lindaan ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), berekend als gemiddelde van 185 deelgebieden over het totale profiel voor het twintigste jaar van de simulatie.

In:		Uit:	
Natte depositie	0,00E+00	Drift	0,29E-03
Addities	0,56E+00	Gewasopname	0,00E+00
Formatie	0,00E+00	Conversie	0,44E+00
Infiltratie vanuit:		Drainage naar:	
— greppels	0,00E+00	— greppels	0,00E+00
— sloten	0,00E+00	— sloten	0,13E-03
— beken	0,00E+00	— beken	0,60E-08
Opwaartse flux	0,00E+00	Neerw. flux	0,58E-08
Totaal	0,56E+00	Totaal	0,44E+00
Hoeveelheid geadsorbeerd			5,27E+00
Verandering in hoeveelheid geadsorbeerd (+ = toename)			0,12E+00
Balansafwijking			0,28E-05

Lindaan is een gechloroerde verbinding die heel moeilijk wordt omgezet. In tabel 22 wordt dit vooral zichtbaar in de geadsorbeerde hoeveelheid. Bijna de helft van de hoeveelheid die in een periode van 20 jaar wordt toegepast (addities zijn constant) zit na die periode nog in het profiel (tabel 22). Daardoor bedraagt de hoeveelheid die in jaar 20 wordt toegepast (addities) slechts 10% van de hoeveelheid die al in het profiel zit (hoeveelheid geadsorbeerd). De uitspoeling naar het diepere grondwater (neerwaartse flux) is beperkt in vergelijking tot de belasting van het oppervlaktewater. Boven- en ondergrondse belastingsroutes naar het oppervlaktewater zijn qua omvang vergelijkbaar. Opvallend is wel het verschil in uitspoeling naar sloten en beken. Dit verschil wordt veroorzaakt door de combinatie van sorptie-eigenschappen en transportafstand.

De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied varieert van 0 tot $5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ voor de deelgebieden (fig. 20). Aangezien lindaan voor een belangrijk deel via drift in het oppervlaktewater terecht komt, is deze spreiding hoofdzakelijk het gevolg van verschillen in slootdichtheid tussen de deelgebieden. Voor de deelstroomgebieden varieert de belasting van het oppervlaktewater met lindaan van 0,1 tot $1,0 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Lindaan overschrijdt de drinkwatermorm niet. De belasting van het diepere grondwater is verwaarloosbaar klein.

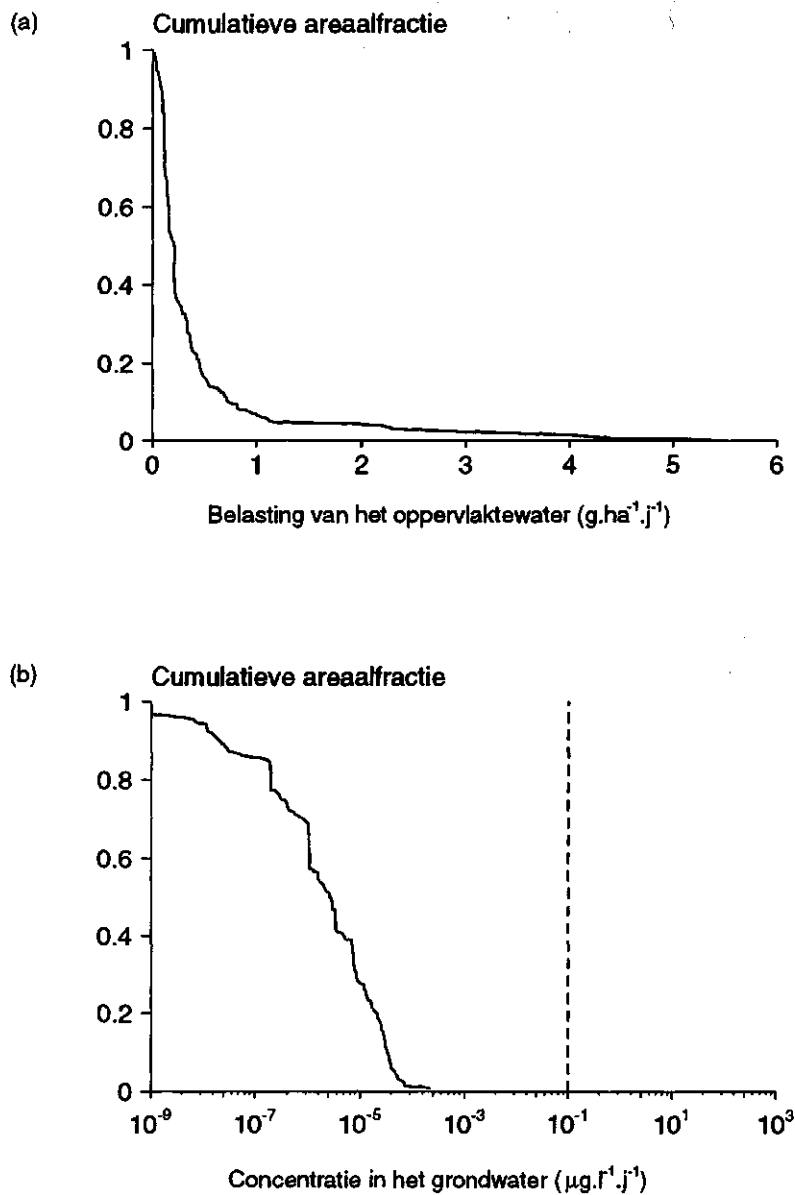


Fig. 20 De belasting van het oppervlaktewater en de concentratie in het grondwater van lindaan als functie van de cumulatieve areaalfractie waarop lindaan is toegepast voor het twintigste jaar van de simulatie

5.4 Effecten van sorptie

Vanwege de zeer grote berekende hoeveelheden geadsorbeerd lindaan (tabel 22), metolachloor (tabel 21) en fluazinam (tabel 18), is de in het totale profiel aanwezige massa van de voorbeeldstoffen weergegeven als functie van de tijd (fig. 21). Kleine veranderingen (zoals bv. duidelijk zichtbaar voor atrazin, mcpa en metamitron) worden veroorzaakt door de verschillen in weerjaren. Voor lindaan en bentazon is in tegenstelling tot de andere voorbeeldstoffen na 20 jaar nog geen evenwicht bereikt.

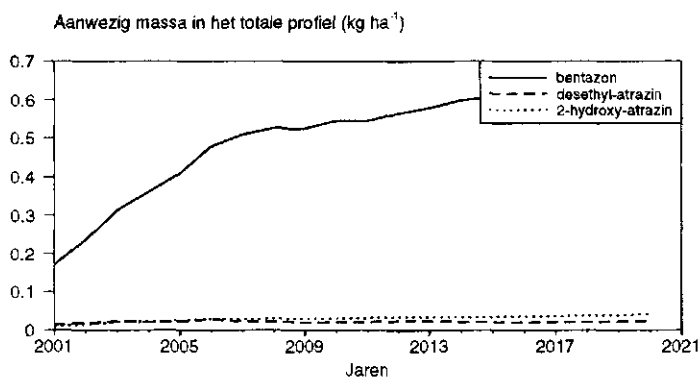
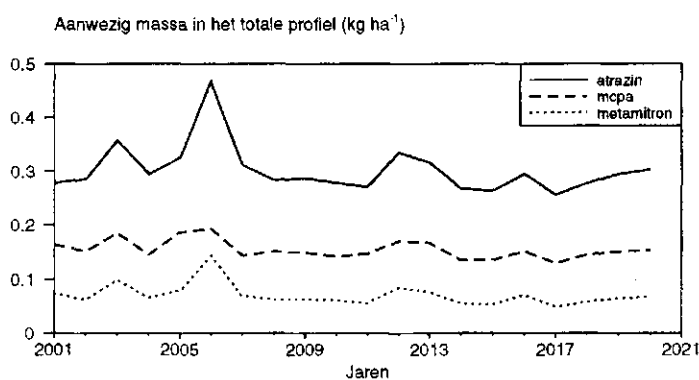
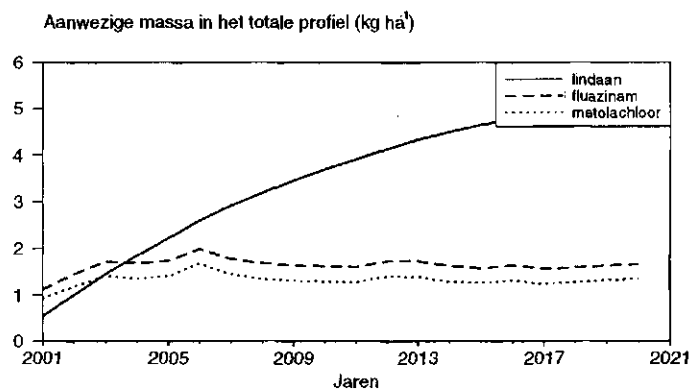


Fig. 21 De gemiddelde hoeveelheid geadsorbeerd in de bodem (kg.ha⁻¹) van de voorbeeldstoffen in het totale profiel over een periode van 20 jaar

Verrassend is de berekende toename van de berging van bentazon (fig. 21). De oorzaak hiervoor is gelegen in de diepte van het profiel waarover de balans is opgesteld. De andere voorbeeldstoffen blijken voornamelijk in de bovenste compartimenten te zijn vastgelegd; bentazon spoelt gemakkelijk uit, waardoor in het hele profiel (ook in de ondergrond) bentazon wordt vastgelegd. Bovendien is verondersteld dat beneden 1 m - mv geen omzetting optreedt (zie par. 5.2.1). Wanneer de balans voor de wortelzone wordt opgesteld blijkt de hoeveelheid geadsorbeerde bentazon na enkele jaren nauwelijks

nog te veranderen. Dat betekent dat het adsorptiecomplex in de wortelzone snel in evenwicht is met de concentraties bentazon in het bodemvocht. Bentazon bereikt vanaf dat moment in grotere hoeveelheden de ondergrond waar het (gedeeltelijk) kan adsorberen.

De hoeveelheid geadsorbeerd blijkt voor lindaan daarentegen grotendeels in de wortelzone voor te komen (nauwelijks verschil in hoeveelheid geadsorbeerd bij balansen voor de wortelzone en voor het hele profiel). Omdat voor lindaan na 20 jaar nog geen evenwicht is bereikt zal wanneer lindaan gedurende nog langere perioden wordt toegepast de hoeveelheid geadsorbeerd, maar ook de belasting van grond- en oppervlaktewater groter zijn dan voor de reeks van 20 jaar die in deze studie is doorgerekend.

5.5 Vergelijken van de voorbeeldstoffen

Het ruimtelijk patroon van de belasting van het diepere grondwater en het oppervlaktewater is voor alle voorbeeldstoffen in grote lijnen gelijk (aansluitend). Dit is het gevolg van het feit dat in het studiegebied de belasting van grond- en oppervlaktewater voornamelijk door één abiotische factor wordt bepaald, namelijk de waterhuishouding. Andere geografisch-gebonden factoren zoals het organischestofgehalte in de bodem en het gebruik per hectare van de voorbeeldstoffen kennen voor het gebruikte modelinstrumentarium weinig variatie binnen het gebied. De waterhuishouding bepaalt daardoor in sterke mate de verdeling van de belasting over grond- en oppervlaktewater. Het niveau van de gemiddelde belasting verschilt per stof en wordt (in dit gebied) bepaald door de stoffeigenschappen (tabel 23). Ruimtelijke verschillen zijn daarom het meest duidelijk voor stoffen met een extreem mobiel karakter, zoals bentazon.

Tabel 23 Overzicht van de stoffeigenschappen en gemiddelde jaargift (of formatie) in relatie tot de gemiddelde belasting van grond- (1 m - GLG) en oppervlaktewater in het studiegebied

Voorbeeldstof	K_{om} ($m^3 \cdot kg^{-1}$)	DT_{50} (d)	Jaargift ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$)	Opp. water ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$)	Grondwater ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$)
Atrazin	0,07	50	1,77	9,8E-04	1,4E-05
Desethylatr.	0,018	45	0,06	1,1E-05	8,9E-04
2-Hydr.-atr	0,288	164	0,02	4,5E-07	5,5E-08
Bentazon	0,0004	48	1,23	1,3E-02	5,2E-02
Fluazinam	5,33	107	2,00	9,3E-04	< 1,0E-12
Lindaan	0,633	1406	0,56	4,2E-04	5,8E-08
MCPA	0,029	15	2,22	1,5E-03	1,5E-05
Metramitron	0,1	30	1,40	6,6E-04	1,8E-07
Metolachloor	0,103	100	2,52	1,5E-03	1,1E-04

De rekenresultaten in het gebied bevestigen de theorie dat stoffen die in de bodem weinig sorptie vertonen een grotere kans hebben om het grondwater te bereiken, dan stoffen met veel betere sorptie-eigenschappen. Vergelijk hierbij de twee extremen bentazon en fluazinam. Ook het verschil in grondwaterbelasting tussen atrazin en haar metaboliet desethyl-atrazin is vrijwel volledig terug te voeren op het sorptieproces.

Bevestigd wordt tevens dat stoffen die langzamer worden omgezet (hogere DT_{50}) ook een grotere kans hebben het grondwater te bereiken. De stoffen metamitron en metolachloor kunnen hierbij met elkaar vergeleken worden. Extreem persistente stoffen zoals lindaan worden niet zozeer gekenmerkt door een belasting van grond- en oppervlaktewater, maar door een ophoping in het profiel.

De effecten van de verschillen in stoffeigenschappen worden beter met elkaar vergeleken wanneer gecorrigeerd wordt voor onderlinge verschillen in toepassingshoeveelheden (tabel 24).

Tabel 24 De gemiddelde belasting naar grond- (1 m - GLG) en oppervlaktewater in het studiegebied als fractie van de gift (-)

Voorbeeldstof	Fractie _{gr}	Fractie _{op}
Atrazin	<1,0E05	5,5E-04
Bentazon	4,2E-02	1,1E-02
Fluazinam	<1,0E05	4,6E-04
Lindaan	<1,0E05	7,5E-04
MCPA	<1,0E05	6,8E-04
Metramitron	<1,0E05	4,7E-04
Metolachloor	4,4E-05	6,0E-04

Voor de voorbeeldstoffen bentazon en metolachloor wordt voor de belasting van het diepere grondwater een fractie van de jaargift groter dan 1,0E-05 berekend. De fractie van de belasting van het oppervlaktewater is voor alle stoffen met uitzondering van bentazon groter dan de fractie die naar het diepere grondwater gaat (tabel 24). De belasting van het oppervlaktewater wordt voor het merendeel van de zeven voorbeeldstoffen veroorzaakt door de bovengrondse route drift (tabel 25). Alleen voor bentazon is de uitspoeling via de bodem groter dan de belasting via drift.

Tabel 25 Bijdrage van de ondergrondse (uitspoeling via de bodem) en bovengrondse (drift) routes aan de belasting van het oppervlaktewater als fractie van de gift (-) en als percentage van de belasting van het oppervlaktewater (%)

Voorbeeldstof	Bodem (-)	Drift (-)	Bodem (%)	Drift (%)
Atrazin	3,0E-05	6,0E-04	5	95
Bentazon	1,3E-02	6,0E-04	95	5
Fluazinam	<1,0E-05	6,0E-04	0	100
Lindaan	2,4E-03	6,0E-04	29	71
MCPA	2,0E-05	6,0E-04	3	97
Metramitron	<1,0E-05	6,0E-04	0	100
Metolachloor	8,2E-05	6,0E-04	12	88

5.6 Uitspoeling in AHS en GHS

Voor het gebiedsgericht beleid is het van belang te weten met welke uitspoeling in de GHS rekening moet worden gehouden. Daarom zijn voor het hele studiegebied de belasting van het oppervlaktewater en de belasting van het diepere grondwater voor het areaal waarop een middel is toegepast zowel voor de GHS als de AHS berekend

(tabel 26 en tabel 27). De belasting naar het diepere grondwater blijkt binnen de GHS kleiner te zijn dan binnen de AHS (verhouding GHS/AHS kleiner dan 1). Dit wordt veroorzaakt door de verdeling van de fluxen: binnen de GHS is de ontwateringsflux groot (de GHS bevat veel relatief natte gronden) en is de grondwateraanvulling klein, binnen de AHS (overwegend relatief droge gronden) is de ontwateringsflux klein en is de grondwateraanvulling groot. De verschillen in de verhouding tussen de GHS en de AHS worden veroorzaakt doordat de teelten waarin een middel wordt gebruikt verschillen, door verschillen in de waterhuishouding in de gebieden waar de betreffende (LGN-teelten) voorkomt, en de fysisch-chemische eigenschappen van de voorbeeldstoffen.

Tabel 26 Belasting van het diepere grondwater ($g \cdot ha^{-1}$) in de Groene Hoofdstructuur (GHS) en de Agrarische Hoofdstructuur (AHS) en de verhouding tussen de belasting van het diepere grondwater in de GHS en de AHS (-)

Voorbeeldstof	GHS	AHS	GHS/AHS
Atrazin	0,002	0,025	0,08
Bentazon	66,4	74,3	0,89
Metolachloor	0,047	1,92	0,02
Fluazinam	0,000	0,000	-
Lindaan	0,000	0,000	-
MCPA	0,015	0,024	0,62
Metamitron	0,000	0,000	-

Tabel 27 Belasting van het oppervlaktewater ($g \cdot ha^{-1}$) in de Groene Hoofdstructuur (GHS) en de Agrarische Hoofdstructuur (AHS) en de verhouding tussen de belasting van het oppervlaktewater in de GHS en de AHS (-)

Voorbeeldstof	GHS	AHS	GHS/AHS
Atrazin	1,41	0,79	1,78
Bentazon	20,6	10,2	2,02
Metolachloor	2,39	1,14	2,10
Fluazinam	1,28	0,78	1,64
Lindaan	0,80	0,26	3,08
MCPA	1,93	1,21	1,60
Metamitron	0,92	0,55	1,67

Voor het oppervlaktewater is de belasting binnen de GHS groter dan de belasting binnen de AHS. Voor de stoffen fluazinam, lindaan en metamitron is de belasting van het oppervlaktewater vrijwel uitsluiten het gevolg van drift. De verhouding in de belasting is voor deze drie stoffen dan ook vrijwel constant.

5.7 Diuron

Diuron is een stof die naast het reguliere landbouwkundige gebruik vooral op verharde oppervlakken wordt gebruikt ter bestrijding van onkruid. Bij regenval na toepassing op gerioleerd verhard oppervlak worden relatief grote hoeveelheden naar het riool afgevoerd. Bij extreme regenval kunnen via overstorten hoeveelheden diuron direct in het oppervlaktewater terechtkomen. Aangezien deze stof in R.W.Z.I.'s nauwelijks wordt

verwijderd zijn de uiteindelijke effecten van beide gebeurtenissen gelijk en kunnen beide routes worden beschouwd als één emisieroute. Vanwege het herhaald aantreffen van diuron in een aantal Brabantse beken (Huijser, 1994) is de belasting van diuron naar het oppervlaktewater via deze afwijkende emissieroute geschat.

De afspoeling van bestrijdingsmiddelen van gerioleerd verhard oppervlak kunnen met het gebruikte modelinstrumentarium niet worden gekwantificeerd. Daarom is de grootte van de afspoeling geschat via een eenvoudige benadering waarbij gebruik wordt gemaakt van een empirische emissiefactor.

Uitgegaan is van een totaalgebruik van diuron in het studiegebied van 409 kg. Hiervan is 268 kg toegepast in de landbouw, 89 kg door particulieren en 52 kg door gemeenten en overige overheden. Het gebruik door gemeenten en overige overheden op verhard oppervlak dat is aangesloten op het riool wordt geschat op 60% (Provincie Noord-Brabant, 1995), hetgeen overeenkomt met ruim 31 kg. Het gebruik door particulieren op gerioleerd oppervlak is onbekend en kan variëren van 0 tot 89 kg. De geschatte totale hoeveelheid diuron die op gerioleerd verhard oppervlak is gebruikt bedraagt tussen de 31 en 120 kg. De hoeveelheid diuron die niet op gerioleerd verhard oppervlak terecht komt wordt daarom geschat op 289 tot 378 kg.

Uit eerder onderzoek is bekend (Kraaij et al., 1995) dat van het deel dat wordt toegepast op gerioleerd verhard oppervlak 2,1% via afspoeling in het oppervlaktewater terecht komt. Voor het studiegebied wordt met deze emissiefactor een belasting van het oppervlaktewater met diuron van 0,65 tot 2,52 kg berekend.

De belasting van diuron op het oppervlaktewater via drift afkomstig van het deel dat niet op gerioleerd verhard oppervlak is toegepast wordt geschat op 0,15 tot 0,20 kg. Dit is gedaan door uit de balansen van de voorbeeldstoffen een gebiedsgemiddelde driftfactor van 0,00053 af te leiden door de balansterm drift te delen door de balansterm additie. Deze factor is uitsluitend afhankelijk van de slootdichtheid en is daarom gebiedsgemiddeld constant.

De berekende belasting van het diepere grondwater en de belasting van het oppervlaktewater via de bodemroute zijn voor diuron verwaarloosbaar klein. De wijze waarop dit is berekend, wordt beschreven in hoofdstuk 6.

De totale belasting van het oppervlaktewater voor diuron kan worden berekend door de emissies van afspoeling (0,65 tot 2,52 kg) en drift (0,15 tot 0,20 kg) te sommeren. De aldus berekende totale vracht diuron naar het oppervlaktewater bedraagt 0,80 tot 2,72 kg. De belasting van het oppervlaktewater in het studiegebied door diuron wordt volgens deze rekenwijze vrijwel volledig veroorzaakt door afspoeling vanaf gerioleerd verhard oppervlak. Dit resultaat wordt sterk bepaald door de gebruikte empirische emissiefactor voor de afspoeling.

6 Totale belasting van grond- en oppervlaktewater in het studiegebied

In het studiegebied zijn in 1993 184 werkzame stoffen toegepast. Voor de zeven voorbeeldstoffen zijn gedetailleerde berekeningen uitgevoerd naar de belasting van grond- en oppervlaktewater (hoofdstuk 5). Aan de hand van deze berekeningen is in twee volgende stappen de belasting berekend van de overige 177 stoffen.

6.1 Totale belasting van het grondwater

Uitgangspunt bij de methode om de totale belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen te berekenen zijn de resultaten van zeven voorbeeldstoffen (alle geselecteerde stoffen met uitzondering van diuron en de metabolieten van atrazin).

Belasting via het bodemsysteem

Voor iedere voorbeeldstof is met behulp van de massabalanstermen additie en neerwaartse flux (balansen hoofdstuk 5) de gebiedsgemiddelde uitspoelingsfractie naar het regionale grondwatersysteem berekend. De belasting van het grondwatersysteem wordt vervolgens berekend door deze fractie per stof te vermenigvuldigen met het totale gebruik van die stof (tabel 11). Voor de zeven voorbeeldstoffen tezamen wordt op deze wijze een totale belasting van het diepere grondwater berekend van 144 kg. Deze belasting wordt voor 99% veroorzaakt door de stof bentazon.

De zeven voorbeeldstoffen zijn onder andere op grond van hun fysisch-chemische eigenschappen geselecteerd (zie hoofdstuk 3). Belangrijke fysisch-chemische eigenschappen zijn de halfwaardetijd (DT_{50}) en de evenwichtsconstante voor sorptie aan organisch materiaal (K_{om}). Gegevens over deze fysisch-chemische eigenschappen zijn ontleend aan Linders et al. (1994). Voor 50 van de in totaal 184 toegepaste stoffen ontbreken van één of twee fysisch-chemische eigenschappen de gegevens. Er is geen relatie tussen beide fysisch-chemische eigenschappen (fig. 22). Dat betekent dat beide eigenschappen als verklarende variabele bij een statistische analyse van de uitspoeling kunnen worden meegenomen.

Van der Zee en Boesten (1991) hebben een analytische vergelijking afgeleid, die op basis van de fysisch-chemische eigenschappen en de organischestofffractie de relatieve belasting van het diepere grondwater berekent. Deze berekening is opgesteld voor de standaard hydrologische omstandigheden en het standaardbodemprofiel, zoals het College Toelating Bestrijdingsmiddelen bij de toelating van bestrijdingsmiddelen hanteert.

$$F = e^{-(A\mu_0 K_{om} f_{om} + B\mu_0 + C)} \quad (4)$$

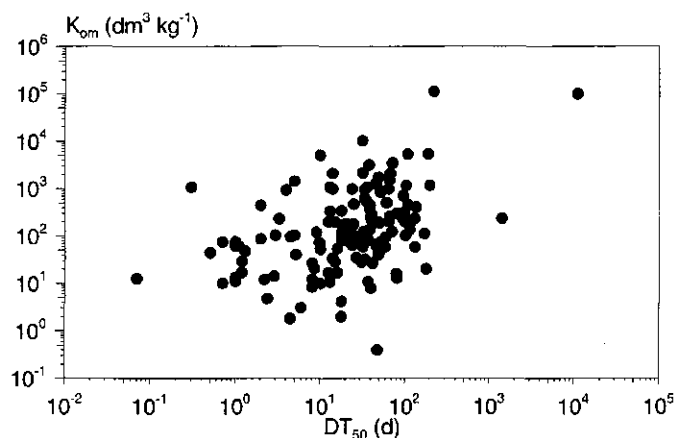


Fig. 22 Relatie tussen halfwaardetijd en de evenwichtsconstante voor sorptie aan organisch materiaal van 134 middelen die in 1993 in het studiegebied zijn gebruikt en waarvan deze fysisch-chemische eigenschappen bekend zijn.

- met F = fractie van de toegepaste hoeveelheid die uitspoelt over een vlak (-)
 A = parameter ($\text{dm}^3 \cdot \text{kg} \cdot \text{d}$)
 μ_0 = eerste orde omzettingcoëfficiënt ($= \ln(2)/DT_{50}$) (d^{-1})
 K_{om} = sorptieconstante ($\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)
 f_{om} = fractie organischestof (-)
 B = parameter (d)
 C = parameter (-)

In de onderhavige regionale studie is niet uitgegaan van het standaardscenario, maar van de gesimuleerde regionale hydrologie en de bijbehorende bodemgegevens. Op basis van de berekende uitspoelingsfractie van de zeven voorbeeldstoffen op 1 m - GLG zijn de parameters A, B en C met regressieanalyse geschat. De term $B\mu_0$ blijkt geen extra verklarende variantie op te leveren en is daarom verwaarloosd. Vergelijking (4) wordt daarmee vereenvoudigd tot:

$$F = e^{[-(A\mu_0 K_{om} f_{om} + C)]} \quad (5)$$

Vergelijking (5) is met de parameters $A = 119,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg} \cdot \text{d}$ en $C = 4,2$ (fig. 23) gebruikt om de uitspoelingsfractie te schatten voor de overige 127 stoffen waarvan beide stoffeigenschappen bekend zijn (134 stoffen minus de 7 voorbeeldstoffen). De grondwaterbelasting is berekend door per werkzame stof de uitspoelingsfractie te vermenigvuldigen met het gebruik. Vanwege de extreem hoge omzettingssnelheid ($DT_{50} < 1$ uur), is voor het grondontsmettingsmiddel metam-natrium gerekend met de stoffeigenschappen van het omzettingproduct methylisothiocyanaat (MITC). De grondontsmettingsmiddelen metam-natrium, dichloorpropeen en cis-dichloorpropeen zijn in hoge mate vluchtig en verdwijnen in aanzienlijke hoeveelheden naar de lucht. Daarom is voor deze stoffen het gebruik gecorrigeerd voor emissie via vervluchtiging met respectievelijk de factoren 0,85, 0,62 en 0,62 (Horeman, 1996). Voor de 127 stoffen waarvan de stoffeigenschappen bekend zijn, is op deze wijze een totale belasting van

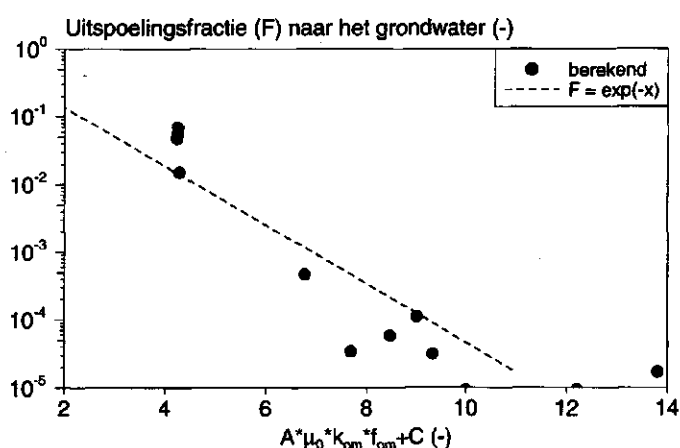


Fig. 23 De voor de voorbeeldstoffen en verschillende organischestofgehalten berekende uitspoelingsfracties naar het diepere grondwater en de via regressie bepaalde functie $e^{(119,9 \cdot \mu_0 \cdot K_{om} \cdot f_{om} + 4,2)}$

het diepere grondwater berekend van 91 kg. Deze belasting wordt voor een groot deel veroorzaakt door methylisothiocyanaat (MITC).

Om de grondwaterbelasting van de resterende 50 werkzame stoffen (waarvan de fysisch-chemische eigenschappen niet voldoende bekend zijn) te schatten is voor de genoemde 127 stoffen een gemiddelde uitspoelingsfactor (totale uitspoeling in het gebied delen door het totale gebruik in het gebied) berekend van 1,37%. Door deze factor te vermenigvuldigen met het gebruik van de resterende 50 stoffen (50 560 kg) is voor deze stoffen een belasting van het diepere grondwater van 69 kg berekend.

Totale belasting van het grondwater

De totale belasting van het diepere grondwater is 304 kg. Dit komt overeen met 2,1% van het gebruik. De bijdrage aan de totale belasting is verschillend. Het grootste deel van de belasting wordt door enkele stoffen veroorzaakt. De vijf stoffen die de grootste belasting van het diepere grondwater veroorzaken zijn:

bentazon	143,5 kg	(47,2% van de totale belasting)
metam-natrium (MITC)	62,3 kg	(20,5% van de totale belasting)
dichloorpropeen	11,2 kg	(3,7% van de totale belasting)
propoxur	0,49 kg	(0,2% van de totale belasting)
pendimethalin	0,37 kg	(0,1% van de totale belasting)

Hoewel de stoffen bentazon en metam-natrium maar 30% uitmaken van het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het studiegebied, veroorzaken ze ruim 67% van de berekende grondwaterbelasting.

6.2 Schatten van de totale belasting van het oppervlaktewater

Ook voor het berekenen van de oppervlaktewaterbelasting met bestrijdingsmiddelen is gebruik gemaakt van de rekenresultaten van zeven voorbeeldstoffen (alle geselecteerde stoffen met uitzondering van diuron en de metabolieten).

Belasting van het oppervlaktewater via het bodemsysteem

Voor iedere voorbeeldstof is met behulp van de massabalanstermen additie, drift en drainage de gemiddelde driffracctie (balansen uit hoofdstuk 5) en gemiddelde uitspoelingsfracctie voor het studiegebied berekend. De belasting van het oppervlaktewater als gevolg van uitspoeling via de bodem is voor de 7 voorbeeldstoffen berekend op 36 kg. De belasting van het oppervlaktewater is vervolgens berekend door deze fracties per stof te vermenigvuldigen met het totaalgebruik van die stof (tabel 11) en de resultaten voor de 7 voorbeeldstoffen te sommeren. De belasting van het oppervlaktewater via de bodem door de overige stoffen wordt op dezelfde wijze berekend als de belasting van het diepere grondwater (par. 6.1). De parameters A en C zijn opnieuw bepaald, nu op basis van de berekende uitspoelingsfracctie naar het oppervlaktewater (fig. 24).

Vergelijking (5) met $A = 111,2 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{kg} \cdot \text{d}$ en $C = 5,5$ is gebruikt om de uitspoelingsfracctie te schatten voor 127 stoffen waarvan de stoffeigenschappen bekend zijn. Vanwege de extreem hoge omzettingssnelheid is voor metam-natrium wederom gerekend met de stoffeigenschappen van het omzettingsproduct methylisothiocyanaat (MITC) en is het gebruik ook voor de overige grondontsmettingsmiddelen gecorrigeerd vanwege de hoge vervluchtigingsgraad. Om de oppervlaktewaterbelasting te berekenen is per werkzame stof de berekende uitspoelingsfracctie vermenigvuldigd met het gebruik. Voor 127 stoffen waarvan de stoffeigenschappen bekend zijn, is een belasting van het oppervlaktewater via de bodem berekend van 20 kg. Deze belasting wordt voor een groot deel veroorzaakt door methylisothiocyanaat (MITC). Voor de 127 stoffen is een gemiddelde uitspoelingsfactor berekend van 0,29‰. Om de belasting van het oppervlaktewater via de bodem van de resterende 50 werkzame stoffen te schatten is deze factor vermenigvuldigd met het gebruik (50 560 kg). Voor de resterende 50 stoffen is op deze wijze een totale belasting van het diepere grondwater berekend van 15 kg. Volgens de hierboven beschreven berekeningswijzen wordt de totale belasting van het oppervlaktewater via de bodem geschat op in totaal 71 kg. Dit komt overeen met 0,5‰ van het gebruik.

Belasting van het oppervlaktewater via drift

Voor de zeven voorbeeldstoffen is een belasting van het oppervlaktewater via drift berekend van 14 kg. Voor de zeven voorbeeldstoffen is een gemiddelde driftfactor berekend van 0,53‰. Drift is (in het gebruikte modelconcept) alleen afhankelijk van de slootdichtheid en dus is op gebiedsniveau de driftfactor voor alle stoffen gelijk. Om de oppervlaktewaterbelasting van de resterende 177 werkzame stoffen te schatten is deze factor vermenigvuldigd met het gebruik van deze stoffen (74,949 kg). De grondontsmettingsmiddelen metam-natrium, dichloorpropeen en cis-dichloorpropeen zijn hierbij buiten beschouwing gelaten, omdat deze stoffen vanwege hun speciale toepassingstechniek (injectie) geen drift kennen. De oppervlaktewaterbelasting via drift

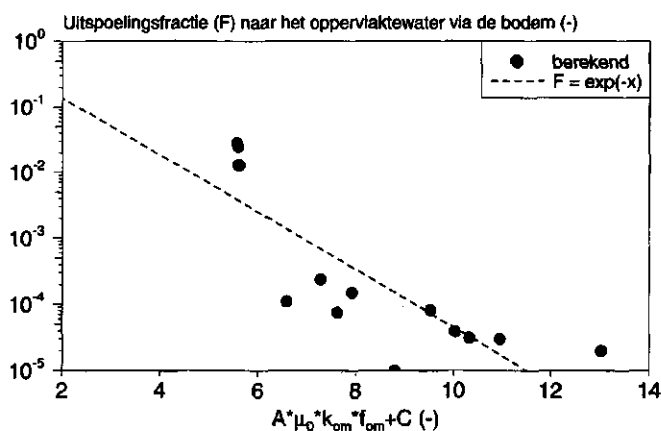


Fig. 24 De voor de voorbeeldstoffen en verschillende organischestofgehalten berekende uitspoelingsfracties naar het oppervlaktewater en de via regressie bepaalde functie $e^{-(111,2 \cdot \mu_0 \cdot k_{om} \cdot f_{om} + 5,5)}$

voor de 177 stoffen bedraagt 40 kg. De totale belasting van het oppervlaktewater door drift bedraagt dan 54 kg (0,4‰ van het gebruik).

Belasting van het oppervlaktewater via afspoeling

Voor de stof diuron is de belangrijkste emissieroute afspoeling van gerioleerd verhard oppervlak (paragraaf 5.5). De oppervlaktewaterbelasting via deze route is geschat op 0,65 tot 2,52 kg. Ook de stoffen amitrol, dichlobenil en glyfosaat worden toegepast op verhard oppervlak. De omvang van dit gebruik op verhard gerioleerd oppervlak wordt (op dezelfde manier als voor diuron) geschat op 106 tot 180 kg. Met een afspoelingsfactor van 2,1% resulteert dit in een belasting van het oppervlaktewater van 2,23 tot 3,78 kg. De totale belasting van het oppervlaktewater via afspoeling wordt geschat op 2,9 tot 6,3 kg. In de rest van dit rapport wordt een belasting van het oppervlaktewater via afspoeling van 6 kg aangehouden.

Totale belasting van het oppervlaktewater

De totale belasting van het oppervlaktewater via de verschillende emissieroutes kan worden bepaald door de geschatte emissies via het bodemsysteem, via drift en via afspoeling te sommeren. De totale belasting van het oppervlaktewater wordt geschat op 131 kg. Dit komt overeen met 1,0‰ van het gebruik. Ongeveer 55% van de belasting met bestrijdingsmiddelen komt in het oppervlaktewater door uitspoeling via het bodemsysteem, ruim 40% komt via drift in het oppervlaktewatersysteem. De oppervlaktewaterbelasting via afspoeling als gevolg van het toepassen van de middelen diuron, amitrol, dichlobenil en glyfosaat op verhard gerioleerd oppervlak wordt geschat op 6 kg. Dit komt overeen met 5% van de oppervlaktewaterbelasting. Ook de belasting van het oppervlaktewater wordt grotendeels door enkele stoffen veroorzaakt. De zeven stoffen die de grootste bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater leveren zijn:

bentazon	36,7 kg	(28,0% van de totale belasting)
metam-natrium (MITC)	18,7 kg	(14,3% van de totale belasting)
atrazin	4,6 kg	(3,5% van de totale belasting)
metolachloor	4,3 kg	(3,3% van de totale belasting)
MCPA	1,8 kg	(1,4% van de totale belasting)
glyfosaat	1,6 kg	(1,2% van de totale belasting)
metamitron	1,1 kg	(0,8% van de totale belasting)

Ook hier bepalen bentazon en MITC een groot deel van de totale belasting (42%). Onkruidbestrijdingsmiddelen (atrazin, metolachloor, MCPA, glyfosaat en metamitron) leveren ook een aanzienlijke bijdrage (ruim 10%). In totaal zorgen deze 7 stoffen (46% van het gebruik) voor 52% van de oppervlaktewaterbelasting. De bijdrage van de overige (177) binnen het gebied gebruikte stoffen is aanzienlijk en wordt voornamelijk gerealiseerd via de routes drift en afspoeling. Als gevolg hiervan is de belasting van het oppervlaktewater meer gerelateerd aan het gebruik binnen het gebied dan de belasting van het grondwater. In de lijst met stoffen met de grootste bijdragen staan veel voorbeeldstoffen. Dit wordt veroorzaakt doordat de voorbeeldstoffen niet aselekt zijn gekozen (par. 3.1).

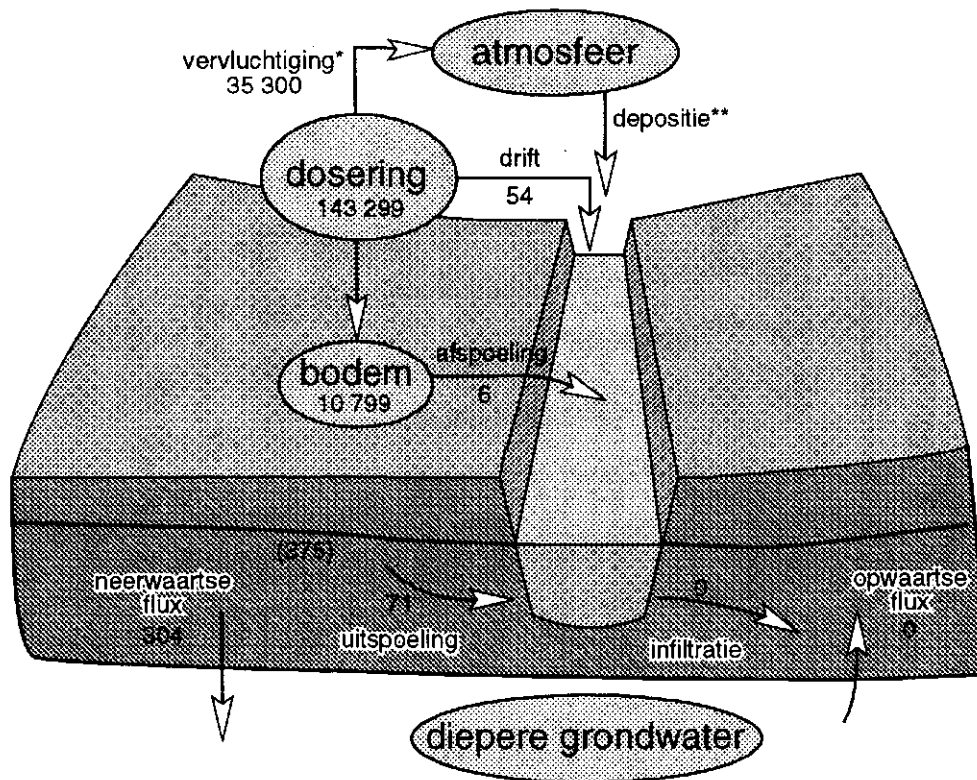


Fig. 25 De totale belasting van grond- en oppervlaktewater via de in deze studie gekwantificeerde emissieroutes (* alleen geschat voor grondontsmetters. ** niet gekwantificeerd).

6.3 De totale belasting van grond- en oppervlaktewater

Van de in het studiegebied gebruikte bereikt 375 kg het bovenste grondwater (figuur 25). Hiervan spoelt 71 kg uit naar het oppervlaktewater zodat 304 kg het dieper grondwater bereikt. Ongeveer 60 kg bereikt het oppervlaktewater via de directe routes drift en afspoeling. In totaal bereikt 131 kg het oppervlaktewater. Voor het studiegebied wordt een totale belasting van grond- en oppervlaktewater geschat op 435 kg werkzame stof (3,1‰ van het gebruik). Een beperkte groep van stoffen is verantwoordelijk voor een groot deel van de milieubelasting. Door hun mobiliteit in de bodem en hun grote gebruik zijn dit vooral onkruidbestrijdingsmiddelen en grondontsmettingsmiddelen.

7 Monitoring

Beheerders van grond- en oppervlaktewater hebben in Nederland een inspanningsverplichting tot het bewaken van de waterkwaliteit. Het monitoringprogramma is gericht op het aantonen van het al of niet optreden van belasting van grond- en/of het oppervlaktewater met een stof.

De provincie Noord-Brabant heeft de volgende doelstellingen voor het grondwaterkwaliteitsnet geformuleerd:

- a) het verkrijgen van een ruimtelijk beeld op verschillende dieptes om eventuele regionale verschillen zichtbaar te maken;
- b) het tijdig signaleren van trendmatige veranderingen;
- c) het evalueren van landelijke en provinciale maatregelen;
- d) het verkrijgen van een beeld van de chemische samenstelling van het diepere grondwater in relatie tot grondwaterstromingsstelsels zowel in ruimte als tijd.

Voor het oppervlaktewater kunnen gelijkende doelstellingen worden geformuleerd waarbij voor de eerste doelstelling (a) niet op verschillende dieptes maar op verschillende tijdstippen regionale verschillen zichtbaar worden gemaakt.

De aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen beïnvloedt de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater nadelig. Met behulp van monitoringprogramma's is het mogelijk het water te screenen op het voorkomen van bestrijdingsmiddelen. De doelstellingen voor monitoring van het grond- en oppervlaktewater kunnen worden vertaald naar een methode voor het monitoren van bestrijdingsmiddelen in grond- en oppervlaktewater.

Aangezien in Nederland ruim 350 werkzame stoffen zijn toegelaten en omdat de chemische analyse van deze stoffen in water een kostbare zaak is, is het noodzakelijk te komen tot optimale monitoringprogramma's. Optimaal wil hierbij zeggen zoveel mogelijk informatie over de waterkwaliteit tegen zo laag mogelijke kosten. De monitoring wordt daartoe zo ingericht dat de kans op het aantreffen van een werkzame stof maximaal is: het monitoren van de waterkwaliteit wordt beperkt tot de meest 'kwestbare' gebieden voor belasting van grond- en/of oppervlaktewater, tot de stof(fen) die met de grootste kans kunnen worden aangetroffen en tot de periode waarin de kans het grootst is dat een stof kan worden aangetroffen. Bij deze wijze van gericht monitoren wordt een 'worst case' benadering gevolgd.

Een optimaal en efficiënt monitoringprogramma gebaseerd op het screenen van emissiegevoelige gebieden komt derhalve tot stand door keuzes te maken over:

- de te analyseren werkzame stoffen,
- de locatie en de diepte,
- en het tijdstip en de frequentie van de monsternamen.

Aan de hand van de rekenresultaten van alle binnen het studiegebied gebruikte middelen kunnen de hierboven beschreven keuzes voor het monitoren van zowel grond- als oppervlaktewater worden onderbouwd. Dat met name voorbeeldstoffen geselecteerd zijn

om te monitoren is het gevolg van de selectiewijze van de voorbeeldstoffen (zie par. 3.1).

7.1 Monitoring van bestrijdingsmiddelen in grondwater

Belasting van het diepere grondwater door bestrijdingsmiddelen is grotendeels het gevolg van uitspoeling vanuit de bodem. Uitspoeling naar grondwater is sterk gerelateerd aan de hydrologie, bodemeigenschappen en de sorptie- en afbraakeigenschappen van de afzonderlijke middelen. Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit de bouwvoor kan alleen plaatsvinden wanneer water wegzijgt naar het grondwater. De diepte van het grondwater is bepalend voor de tijd die het regenwater moet afleggen om het grondwater te bereiken. Met een gemiddelde transportsnelheid van 0,7 tot 1,5 m per jaar voor zandprofielen (neerslagoverschot 300 mm, volumefractie bodemvocht 0,20 tot 0,45 voor zandgronden bij veldcapaciteit resp. verzadiging) betekent dit dat het regenwater op zijn vroegst na 8 maanden (drooglegging grasland op zand 1,0 m - mv, transportsnelheid 1,5 m.j⁻¹) het bovenste grondwater zal bereiken. Het diepere grondwater wordt pas jaren later bereikt. Sorptie aan organischestof vertraagt het transport van een bestrijdingsmiddel ten opzichte van de verplaatsingssnelheid van het water. Sorptie en fysische transportprocessen vlakken de impulsbelasting (gift) af; naarmate het vlak waarover de uitspoeling wordt gemeten dieper ligt, zijn de concentraties lager, maar vindt de uitspoeling gedurende een langere tijd plaats. Omzetting kan de concentraties verder doen afnemen. Wanneer het bovenstaande wordt gerelateerd aan het gebruik en de gebiedskenmerken van het studiegebied kan worden afgeleid hoe een monitoringnetwerk in het studiegebied optimaal kan worden ingericht.

In het grondwater te detecteren stoffen

De keuze van de te analyseren stoffen wordt bepaald door:

- de uitspoelingsgevoeligheid; om zo efficiënt mogelijk te kunnen monitoren moet worden bepaald welke stof met de grootste kans kan worden aangetroffen;
- het gebruiksverleden van de afzonderlijke stoffen; recent toegelaten middelen b.v. kunnen nog niet in het diepere grondwater worden aangetroffen;
- de dosering; bij lage doseringen kan de uitspoelingsconcentratie onder de detectiegrenzen liggen, waardoor het middel niet te detecteren is;
- het areaal waar een middel wordt toegepast; hoe groter het areaal hoe meer kans een middel via een steekproef aan te treffen.
- het ruimtelijk gebruikspatroon; bv. permanent landgebruik versus gewasrotatie, een éénmalige toepassing van een bestrijdingsmiddel resulteert in een éénmalige belasting van het grondwater en is daarom moeilijk te traceren.

Het laatste punt is vooral relevant voor de natte grondontsmettingsmiddelen. Met een grondontsmettingsregeling waarbij men slechts eenmaal in de vier jaar een perceel chemisch mag ontsmetten lijkt de kans op een continue belasting van grondwater door deze middelen klein. In gebieden met grote arealen gewassen waarin relatief veel grondontsmetting (aardappel, bloembollen waspeen, aardbei) wordt toegepast kunnen (afhankelijk van de grondwaterstroming) tot op grote diepte bestrijdingsmiddelen worden aangetroffen.

In deze studie is berekend dat vooral de werkzame stoffen bentazon en metam-natrium verantwoordelijk zijn voor de belasting van het grondwater (hoofdstuk 6). Hierbij is de aanname gemaakt dat op een diepte van 1 m - mv geen afbraak meer plaatsvindt. Voor bentazon geldt dat de moederstof zelf in het grondwater kan worden aangetroffen. De moederstof metam-natrium wordt snel omgezet in methylisothiocyanaat (MITC). De metaboliet MITC is mobiel en kan dus zorgen voor een belasting van het bovenste grondwater. Bekend is overigens dat MITC in sommige waterverzadigde ondergronden snel wordt omgezet in onschadelijke componenten (Boesten et al., 1991). Er is niet gerekend voor de stof dichloorpropan, die als verontreiniging bij cis-dichloorpropeen aanwezig is, omdat minder dan 10 kg van deze verontreiniging in het gebied terechtkomt. Vanwege de extreme persistentie van de stof ($DT_{50} = 800$ dagen) kan de stof echter lokaal wel tot een belasting van het grondwater leiden. Monitoren op dichloorpropan is alleen zinvol als zeker is dat grondontsmetting met cis-dichloorpropeen heeft plaatsgevonden. De keuze van de middelen kan daarom worden beperkt tot de stoffen bentazon (mais) en MITC (vollegrondsgroenteteelt). De belasting van het grondwater onder grasland is relatief gering. Wanneer onder grasland wordt bemonsterd zijn op basis van uitspoelingeigenschappen en het gebruik MCPA en mecoprop-p de meest geschikte stoffen om te detecteren.

Plaats van monstername

Uitspoeling wordt in belangrijke mate bepaald door de waterhuishouding en het organischestofgehalte van de bodem. Naarmate de grondwaterstand zich dieper onder het maaiveld bevindt, is de flux naar het grondwater groter en spoelt relatief meer van een bestrijdingsmiddel uit naar het diepere grondwater (in deze studie is conform het toelatingsbeleid aangenomen dat afbraak van bestrijdingsmiddelen optreedt tot 1 m - mv; indien wel afbraak optreedt beneden 1 m - mv dan wordt de belasting van het grondwater kleiner). De gebieden met een diepe grondwaterstand zijn gevoelig voor uitspoeling naar het grondwater. Gebieden met lage organischestofgehalten zijn kwetsbaarder voor uitspoeling van een stof dan gebieden met een hoger organischestofgehalte. De gebieden waar gemonitord moet worden kunnen verder worden beperkt door het gebruik van gemakkelijk naar het grondwater uitspoelende bestrijdingsmiddelen in kaart te brengen. Het gebruik van bentazon is groot in gebieden met een groot areaal snijmaïs; grondontsmettingsmiddelen worden vooral toegepast bij de teelt van aardappels, bloembollen, waspeen en aardbei. De gebieden met het grootste gebruik van deze stoffen (en een diepe grondwaterstand en/of lage organischestofgehalten in de bodem) zijn het meest kwetsbaar en dienen conform de 'worst case' benadering te worden bemonsterd.

Bemonsteringsdiepte

De norm voor bestrijdingsmiddelen in het grondwater ($0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$) geldt op 10 m beneden maaiveld. Om die reden ligt het voor de hand op deze diepte te gaan monitoren. Wanneer de stroming rond het filter horizontaal is, komt verlengen van het filter overeen met vergroten van het herkomstgebied; wanneer de stroming rond een filter verticaal is, komt verlengen van het filter overeen met vergroten van de periode die wordt bemonsterd. Op deze diepte zijn de stromingsrichting, de herkomst en de verblijftijd van het water meestal niet bekend. Daardoor kan ook een keuze voor de te analyseren werkzame stoffen onvoldoende worden beargumenteerd (het heeft geen zin stoffen uit het huidige middelenpakket te gaan analyseren als de stoffen 40 jaar onderweg zijn

alvorens het monsternamemeter te bereiken). Een kwantitatieve systeemanalyse waarbij herkomstgebieden zichtbaar worden gemaakt en de verblijftijd kan worden berekend, kan een dergelijke onderbouwing verschaffen. Daarnaast kan het bestaande meetnet op basis van een dergelijke analyse worden geoptimaliseerd.

Ontbreekt een dergelijke systeemanalyse dan kan beter het bovenste grondwater worden bemonsterd. Op een diepte van 1 m - GLG is de herkomst van het water duidelijker omdat de transportrichting overwegend verticaal is geweest. De relatie tussen het gebruik van een bestrijdingsmiddel en de belasting van het grondwater is daardoor directer. Het is belangrijk dat het grondgebruik rond een dergelijk monsterpunt niet verandert (meten van de grondontsmetter MITC op deze diepte is dan ook niet aan te bevelen). Een schatting van de verblijftijd is op grond van het neerslagoverschot en bodemeigenschappen te maken. De verblijftijd is op deze diepte altijd kleiner dan op 10 m diepte, zodat veranderingen eerder worden gesignaleerd. Om fluctuaties in de tijd te voorkomen moet voor bemonstering van het ondiepe grondwater een filterlengte van minstens 0,50 m worden aangehouden. Een nadeel van bemonsteren van het bovenste grondwater is dat het nagenoeg 'lokale' metingen zijn.

Tijdstip van bemonsteren

Boven in de bodem treden pieken in de belasting op. Voor een meetpunt op 1 m - GLG kan een relatie tussen het tijdstip van toediening en het optreden van de belasting (de responstijd) worden bepaald (door berekeningen, door meten of door een combinatie van beide). Verschillen in neerslagoverschot en de verdeling van de neerslag in de verschillende weerjaren veroorzaken afwijkingen in de responstijd. Verschillen in stoffeigenschappen (K_{om}) maken dat de responstijd op een bepaalde diepte niet voor alle stoffen hetzelfde is. Naarmate de bemonsteringsdiepte dieper is, neemt de responstijd toe en zijn de pieken in de belasting meer afgevlakt; het tijdstip van monsternamemeter is van minder belang. Voor de bestaande diepe filters is het tijdstip van bemonsteren daarom minder relevant. Voor de voorgestelde filters op 1 m - GLG wordt het tijdstip van bemonsteren minder relevant door te kiezen voor een filterlengte van minstens 0,50 m (waardoor een langere tijdperiode wordt bemonsterd).

Bemonsteringsfrequentie

Ook voor de frequentie van monsternamemeter kan een onderscheid worden gemaakt tussen een monsternamediepte van 1 m - GLG en de bestaande diepe buizen. Voor laatstgenoemde voldoet een lage frequentie (éénmaal per jaar). Door de relatief lange verblijftijden mag namelijk worden verwacht dat binnen een jaar de concentratie in het grondwater niet sterk zal fluctueren. Dit laatste kan wel het geval zijn bij een monsternamemeter diepte van 1 m - GLG. Bij een dergelijke monsternamediepte moet dan ook frequenter worden gemeten op een aantal tijdstippen rond de responstijd voor een bepaalde stof om een optredende piek in beeld te kunnen brengen en om de gemiddelde belasting adequaat te kunnen schatten. De intervallen tussen de bemonsteringen hangen af van de bemonsterde tijdperiode (lengte van het filter) en dus van de transportsnelheid. Deze hangt af van de bodemeigenschappen en de stoffeigenschappen. Voor een verzadigd zandprofiel komt (bij verticale stroming) een filterlengte van 0,50 m bij benadering overeen met een bemonsterde periode van ongeveer een half jaar (neerslagoverschot 300 mm, porositeit 0,35 voor zandige ondergrond). In dit geval kan met twee keer per jaar bemonsteren worden volstaan.

7.2 Monitoring van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater

Op basis van de berekeningen in deze studie kan voor de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep ook worden aangegeven hoe in het oppervlaktewater bestrijdingsmiddelen kunnen worden gemonitord. Daarbij is eveneens uitgegaan van een 'worst-case' benadering. Aangegeven is onder welke condities de kans op aantreffen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater het grootst is. De belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen vindt plaats langs drie belangrijke emissieroutes. De belangrijkste emissieroutes zijn drift en uitspoeling. Ook kunnen bestrijdingsmiddelen door regenval van verhard gerioleerd oppervlak afspoelen en in het rioolstelsel terechtkomen.

In het oppervlaktewater te detecteren stoffen

In deze studie is gebleken dat bij de belasting van het oppervlaktewater door uitspoeling via het bodemsysteem dezelfde stoffen als bij diepere grondwater een belangrijke rol spelen, namelijk bentazon en metam-natrium (hoofdstuk 6). Voor bentazon geldt dat de moederstof in het oppervlaktewater kan worden aangetroffen. Voor metam-natrium kan de metabool methyloisothiocyanaat (MITC) in het water worden aangetroffen. Het grondontsmettingsmiddel metam-natrium kent een zeer lokaal (gerelateerd aan enkele gewassen) en hoog gebruik. Door de grondontsmettingsregeling waarbij men slechts eenmaal in de vier jaar een perceel mag ontsmetten, is de keuze voor een goede monsternamelocatie onmogelijk. De analyse kan beperkt blijven tot de werkzame stof bentazon.

De belasting van het oppervlaktewater door drift wordt in het studiegebied hoofdzakelijk veroorzaakt door de werkzame stoffen atrazin, metolachloor, propachloor, glyfosaat, MCPA en chloridazon. Driftbelasting vindt alleen plaats tijdens toepassing. Dat zijn voor deze stoffen (alle herbiciden) voornamelijk de maanden april, mei en juni. Vanwege de hoge afbraaksnelheid zal propachloor nauwelijks in het water aan te tonen zijn. Chloridazon wordt vrijwel uitsluitend toegepast in bieten. Glyfosaat wordt net als grondontsmettingsmiddelen vaak zeer lokaal toegepast. De te analyseren middelen kunnen dan ook beperkt blijven tot de werkzame stoffen atrazin, metolachloor en MCPA.

De berekende belasting van het oppervlaktewater via afspoeling is het grootst voor de werkzame stof glyfosaat. Diuron en dichlobenil leveren ook een relatief grote bijdrage. Van deze stoffen kan het beste diuron worden geanalyseerd, omdat diuron persistenter is.

Lindaan wordt aangetroffen in het oppervlaktewater (Teunissen-Ordeman, 1996). Ook in deze studie wordt uitspoeling van lindaan naar het oppervlaktewater berekend (tabel 22). Het is mogelijk dat de belasting van het oppervlaktewater met lindaan in werkelijkheid groter is dan hier berekend omdat:

- Lindaan extreem persistent is; eenmaal in water breekt het nauwelijks af).
- Lindaan een 'oud' middel is dat al zo'n 50 jaar kan worden toegepast. Daardoor kan meer lindaan in de wortelzone aanwezig kan zijn (par. 5.4).

- Als gevolg van de ruimtelijke schematisering nauwelijks extreem hoge grondwaterstanden (water tot in de wortelzone) worden berekend. Bij dergelijk hoge grondwaterstanden treedt ook het greppelsysteem in werking en spoelt water met hoge concentraties uit.
- De emissieroute waarbij organische stofdeeltjes met hieraan geadsorbeerde middelen naar het oppervlaktewater eroderen in deze studie niet is gekwantificeerd.

Daarnaast zijn voor het meten van lindaan nauwkeurige analysemethoden (lage detectielimiet) beschikbaar. Als gevolg hiervan kan lindaan al bij lage concentraties worden aangetoond. Omdat grote hoeveelheden lindaan in de wortelzone kunnen zijn geadsorbeerd kan bij hoge grondwaterstanden (vaak aan het eind van de winterperiode) de belasting van het oppervlaktewater met lindaan toenemen.

Plaats van monstername

Voor het monitoren van het oppervlaktewater worden gebieden onderscheiden die gevoelig zijn voor de emissie naar oppervlaktewater en waar het gebruik van naar het oppervlaktewater emitterende bestrijdingsmiddelen groot is.

De hoeveelheid bestrijdingsmiddelen die via drift in het oppervlaktewater terechtkomen is sterk afhankelijk van de toedieningstechniek, afstand tot de sloot en de slootdichtheid. De slootdichtheid is groot in gebieden met een waterafvoerbehoefte ofwel in gebieden met een relatief hoge grondwaterstand. In deze gebieden is als gevolg van deze hoge grondwaterstand tevens de uitspoeling naar de ontwateringsmiddelen groot. Het organischestofgehalte van de bodem is niet van belang. Benedenstreams kunnen (door het grote afwaterende oppervlak) in potentie de meeste middelen in het oppervlaktewater worden aangetroffen. De monstemamelocaties kunnen dan ook het beste benedenstreams van grotere gebieden met een hoge slootdichtheid worden gepositioneerd. Gedurende het transport in het oppervlaktewater treden echter processen op (zoals sorptie en afbraak) die er aan bijdragen dat de concentratie in het oppervlaktewater afneemt. Bij een hogere stroomsnelheid en een lagere afbraaksnelheid neemt de kans toe dat een stof benedenstreams kan worden aangetoond. De plaats waarop het beste kan worden bemonsterd is daardoor sterk afhankelijk van eigenschappen van het afwateringssysteem, het bemonsteringstijdstip en de frequentie van bemonsteren.

De belasting van het oppervlaktewater via afspoeling kan het beste worden bemonsterd benedenstreams van de plaatsen waar het rioolwater in het oppervlaktewater terecht kan komen. Dat betekent onder normale omstandigheden bij/in het lozingspunt van een RZWI. Bij hevige regenval kunnen ook riooloverstorten plaatsvinden. In dat geval kan het beste benedenstreams van stedelijk gebied met riooloverstorten worden bemonsterd. Doordat diuron persistent is, kan ver benedenstreams worden bemonsterd.

Bemonsteringstijdstip

Belasting van het oppervlaktewater door drift treedt op tijdens en zeer kort na toepassing. Het merendeel van alle toepassingen in de vollegrond vindt plaats in de periode maart tot en met september (in de maanden maart tot juli zijn dat vooral herbiciden; in de maanden mei tot september worden vooral insecticiden toegepast en in de maanden juni tot oktober worden, vooral in nattere zomers, fungiciden gebruikt. Aangezien driftbelasting leidt tot lokale piekconcentraties is het moeilijk dit soort belasting te monitoren. Dit wordt nog moeilijker wanneer de stroomsnelheid in het

afwaterend systeem hoog is. Wanneer een werkzame stof hoofdzakelijk in een groot areaal wordt toegepast (bijvoorbeeld metolachloor in snijmaïs) zal op stroomgebiedsniveau het gebruik, en dus de driftbelasting, gedurende een langere periode plaatsvinden. In een gebied met een aanzienlijk areaal snijmaïs zullen dus over een langere periode concentratiepieken van metolachloor optreden. Op stroomgebiedsniveau is het aantonen van driftbelasting minder tijdgebonden. In het voorjaar is drift de belangrijkste emissieroute naar oppervlaktewater. Aangezien drift tijdens toepassing optreedt, moet het tijdstip van monitoren worden afgestemd op het toepassingstijdstip van de afzonderlijke stoffen.

De uitspoeling via het bodemsysteem is gerelateerd aan de waterhuishouding, de bodemeigenschappen en de sorptie- en afbraakeigenschappen van de middelen. De uitspoeling naar het oppervlaktewater zal hoofdzakelijk optreden in de periode met een aanhoudend neerslagoverschot (rond de winter) waardoor de waterlopen permanent water afvoeren (in een droog najaar of een droge winter zal er nauwelijks of geen uitspoeling optreden). Deze uitspoelingsroute leidt tot een meer chronische belasting van het oppervlaktewater. Daardoor treedt minder variatie in de tijd op en is deze route van oppervlaktewaterbelasting (die in het studiegebied ongeveer 60% van de totale belasting vormt) eenvoudiger te monitoren, al gaat het vaak om lage concentraties. De monsternameperiode kan worden beperkt tot de periode waarin daadwerkelijk water wordt afgevoerd (bij benadering van oktober tot en met april)

Toepassing van onkruidbestrijders op verhard gerioleerd oppervlak vindt uitsluitend plaats in het voorjaar en de zomer. Belasting van het oppervlaktewater door afspoeling kan in deze periode vooral optreden bij veel en/of hevige regenval. Het tijdstip van monstername moet worden afgestemd op de toepassingsperiode van diuron (maart-juli, afhankelijk van het weer in het betreffende jaar) en is alleen zinvol wanneer er na toepassing van dit middel regenval optreedt.

Aangezien de verschillende emissieroutes tijdens verschillende perioden in het jaar optreden is het noodzakelijk het oppervlaktewater in verschillende perioden te monitoren.

Bemonsteringsfrequentie

Indien een werkzame stof vooral via drift in het oppervlaktewater terecht komt dient de monsterfrequentie hoog te zijn rond het toepassingstijdstip in een bepaald gebied. Buiten de toepassingsperiode lijkt het niet zinvol dit soort stoffen te monitoren. Voor de werkzame stoffen atrazin, metolachloor, propachloor, glyfosaat, MCPA en chloridazon is (op basis van de afbraaksnelheden) de kans dat een stof benedenstrooms wordt aangetroffen, het grootst voor metolachloor en het kleinst voor propachloor. Doordat in een stroomgebied een middel niet gelijktijdig binnen het gebied zal worden toegediend, zal de belasting gedurende een langere tijdsperiode optreden (enkele weken) en kan de monsternamefrequentie beperkt blijven tot een maal per week.

Voor de stoffen die door uitspoeling via het bodemsysteem het oppervlaktewater bereiken, geldt een verhoogde frequentie van bemonsteren in de periode met een neerslagoverschot. De exacte tijdstippen van bemonstering zijn afhankelijk van de meteorologische omstandigheden. Door het meer chronische karakter van deze route

kan de tijd tussen opeenvolgende bemonsteringen beperkt blijven tot één keer per maand.

Voor afspoelende stoffen kan de monsternamerequentie bij het lozingspunt beperkt blijven tot een frequentie van één keer per week gedurende de periode (vertraagd met de gemiddelde verblijftijd in het rioleringsstelsel en RWZI) waarin deze stof wordt toegepast. Bemonsteren van riooloverstorten kan uitsluitend tijdens/kort na een periode van hevige regenval (de tijd dat de piek de monsternamelocatie passeert, kan worden geschat m.b.v. de afstand tussen beide punten en de gemiddelde stroomsnelheid tijdens deze periode) en is daarom moeilijk te realiseren. Aangezien diuron persistent is kan de belasting via riooloverstorten in een stroomgebied benedenstrooms (al dan niet samen met de belasting van RWZI's) met grotere intervallen (één keer per week) worden bemonsterd.

Deze methode voor monitoring van het oppervlaktewater gaat uit van een 'worst-case' situatie. Er is aangegeven onder welke condities de kans op het aantreffen van bestrijdingsmiddelen in het diepere grondwater het grootst is. De resultaten kunnen gerelateerd zijn aan de meteorologische omstandigheden van de voorafgaande jaren. De meteorologische omstandigheden bepalen namelijk enerzijds de omvang van de waterfluxen en anderzijds van de omvang en aard van het bestrijdingsmiddelengebruik. Dit effect wordt kleiner naarmate de verblijftijd groter is. Bij het interpreteren van de resultaten moet hiermee rekening worden gehouden. Aan de hand van de interpretatie van de meetresultaten kan na een aantal jaren de opzet van het monitoringprogramma worden bijgesteld. Daartoe kunnen monsternamelocaties, bemonsteringsdiepten, -tijdstippen en -frequenties worden aangepast of worden beperkt. Worden de bemonsterde stoffen daadwerkelijk aangetroffen dan kan ook het middelenpakket worden beperkt of uitgebreid. Binnen het studiegebied ligt het voor de hand wanneer bentazon in grond- (en oppervlaktewater) wordt aangetroffen, makkelijk uitspoelende en snijmaïs-gerelateerde middelen als metolachloor en atrazin aan de lijst te analyseren stoffen toe te voegen; voor grasland moet daarbij worden gedacht aan MCPA. De uiteindelijke keuzes die worden gemaakt zijn afhankelijk van de doelstellingen die worden nagestreefd.

7.3 Aanbevelingen voor het monitoren van bestrijdingsmiddelen

Monitoren van het grondwater met bestaande diepe filters

Uitgaand van het bestaande grondwatermeetnet (met filters op 5 tot 15 m - mv en op 15 tot 30 m - mv) wordt aanbevolen:

- Beperk de keuze van de middelen tot de werkzame stof bentazon en MITC indien geen omzetting in de ondergrond te verwachten is;
- Het monsternametijdstip is op deze dieptes van ondergeschikt belang;
- Een monsternamerequentie van één- tot tweemaal per jaar volstaat;
- Bepaal met een (kwantitatieve) hydrologische systeemanalyse het intrekgebied en de verblijftijd van het bemonsterde water;
- Bepaal op basis hiervan of het zinvol is ook op diepten van 15 tot 30 m - mv te bemonsteren;

- Beperk bij uitbreiding van het bestaande netwerk de monsternamelocaties tot gebieden met een diepe grondwaterstand en/of een laag organisch stofgehalte van de bodem; bemonster gebieden met veel snijmaïsteelt in relatie tot het gebruik van bentazon en bemonster in gebieden waarin aardappels, bloembollen, waspeen of aarbei worden geteeld in relatie tot het gebruik van metam-natrium.

Monitoren van het bovenste grondwater

Daarnaast is het raadzaam om het grondwatermeetnet uit te breiden met filters in het bovenste grondwater (1 m - GLG). Voor deze monsternamediepte wordt aanbevolen:

- Beperk de keuze van de middelen tot de werkzame stof bentazon. Monitoren op MITC en dichloorpropan is alleen zinvol als zeker is dat grondontsmetting met respectievelijk metam-natrium recent heeft plaatsgevonden;
- Beperk de monsternamelocaties tot gebieden met een diepe grondwaterstand en/of een laag organischestofgehalte van de bodem; bemonster gebieden met veel snijmaïsteelt in relatie tot het gebruik van bentazon en bemonster in gebieden waarin aardappels, bloembollen, waspeen of aarbei worden geteeld in relatie tot het gebruik van metam-natrium;
- Gebruik een filter van 0,5 m om fluctuaties in de tijd te voorkomen;
- Bemonster minstens twee maal per jaar (de intervallen hangen af van de bodemeigenschappen en de grondwateraanvulling).

Monitoren van het oppervlaktewater in het voorjaar

In het voorjaar is drift de belangrijkste emissieroute naar oppervlaktewater. Drift treedt alleen op tijdens toepassing, hetgeen betekent dat de monitoring moet worden afgestemd op het toepassingstijdstip van de afzonderlijke stoffen. De aanbevelingen voor monitoring in het studiegebied in het voorjaar zijn als volgt geformuleerd:

- Beperk de keuze van de middelen tot de werkzame stoffen atrazin, metolachloor en MCPA;
- Beperk de monsternamelocaties tot gebieden met een hoge slootdichtheid (het organischestofgehalte en de actuele grondwaterstand zijn van ondergeschikt belang);
- Stem het monsternametijdstip af op de toepassingsperiode van de stof.;
- Beperk de monsternamefrequentie tot een frequentie van eens per week.

Voor de stoffen die op verhard oppervlak worden toegepast, treedt afspoeling op en vindt afvoer plaats via het riool. In relatie tot monitoring betekent dit:

- Beperk de analyse tot de persistente werkzame stof diuron;
- Beperk de monsternamelocaties tot plaatsen benedenstreams van punten waar riooloverstort plaatsvindt en tot lozingspunten van rioolwaterzuiveringsinstallaties;
- Stem de monsternameperiode af op de toepassingsperiode van diuron (maart-juni afhankelijk van het weer in het betreffende jaar);
- Meet in deze periode zowel bij riooloverstorten als benedenstreams in het stroomgebied één maal per week.

Monitoren van het oppervlaktewater in het najaar/de winter

In deze periode is uitspoeling via het bodemsysteem de belangrijkste emissieroute naar oppervlaktewater. Voorwaarde is wel dat er sprake is van een aanhoudend neerslagoverschot, waardoor de waterlopen permanent water afvoeren (in een droog

najaar of een droge winter zal er nauwelijks of geen uitspoeling optreden). In deze periode wordt aanbevolen:

- Beperk de analyse tot de werkzame stof bentazon;
- Beperk de monsternamelocaties tot gebieden met een hoge slootdichtheid (ondiepe grondwaterstanden), een groot areaal snijmaïs en een relatief laag organischestofgehalte van de bodem;
- Beperk de monsternameperiode tot de periode waarin daadwerkelijk water wordt afgevoerd (bij benadering van oktober tot en met april);
- Bemonster één keer per maand.

Aan de hand van de uiteindelijke meetresultaten kan de monitoringsopzet worden bijgesteld; geselecteerde stoffen, monsternamelocaties, bemonsteringsdiepten, -tijdstippen en -frequenties kunnen worden aangepast.

8 Discussie en conclusies

De resultaten van deze studie worden door een groot aantal parameters beïnvloed. De aannames die bij het toekennen van waarden aan deze parameters en het wel of niet meenemen van processen in deze studie zijn gemaakt hebben effect op het uiteindelijke resultaat. Het is noodzakelijk deze aannames bij het interpreteren van de resultaten en het trekken van conclusies te betrekken. De conclusies en de discussie zijn dan ook niet te scheiden.

De discussie en conclusies zijn gestructureerd aan de hand van de doeleinden van deze studie:

- inventariseren van het gebruik van middelen per gebruiksector;
- geven van inzicht in emissieroutes en processen en het genereren van gebiedsdekkende beelden voor de belasting van grond- en oppervlaktewater voor een achttal bestrijdingsmiddelen;
- schatten van de totale belasting van het studiegebied;
- vertalen naar indicaties voor monitoring.

8.1 Gebruik

Het totaalgebruik aan bestrijdingsmiddelen in het studiegebied in 1993 is berekend op ruim 144 000 kg werkzame stof. Hiervan wordt slechts een klein procent toegepast buiten de landbouw, hetgeen hoofdzakelijk onkruidbestrijdingsmiddelen betreft. Opvallend is het relatief hoge gebruik aan bestrijdingsmiddelen door particulieren. In het studiegebied werden in 1993 184 werkzame stoffen toegepast; 24 van deze stoffen bepalen 90% van het totale gebruik.

De teeltsectoren akkerbouw (inclusief snijmaïs: 51%), vollegrondsgroenteteelt (30%), boomkwekerij (9%) en veehouderij (6%) gebruiken het merendeel (96%) van de in het studiegebied toegepaste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen. Qua totaalvolume wordt het merendeel aan bestrijdingsmiddelen toegepast in de teelt van snijmaïs, namelijk 41 000 kg, hetgeen overeenkomt met 28% van het totale gebruik. Het gebruik per hectare is voor snijmaïs relatief laag. Teelten met een relatief hoog gebruik aan bestrijdingsmiddelen per hectare zijn: consumptieaardappelen, waspeen, aardbei, schorseneren, bloembollen en boomkwekerijgewassen. Het gebruik is het hoogst bij de teelt van sierheesters ($55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Onder invloed van het MJP-G zijn na ondertekening van de Bestuursovereenkomst door het landbouwbedrijfsleven in 1993 ook in Noord-Brabant diverse stimuleringsprojecten gestart met als doel het gebruik en de emissie van bestrijdingsmiddelen te reduceren. Voorlopige indicaties geven voor de periode 1993-1995 een landelijke gemiddelde afname in gebruik van 6% voor grondontsmettingsmiddelen en 1,5% voor de overige middelen (Horeman, 1996). Voor het studiegebied resulteert een dergelijke tendens in een afname van geschat totaalgebruik van ruim 144 000 kg in 1993 naar ruim 140 000 kg in 1995.

Bekend is dat er landelijk een niet te verwaarlozen hoeveelheid illegale import van van bestrijdingsmiddelen uit het buitenland en vooral uit België plaatsvindt. Het valt niet te verwachten dat het Beerze-Reusel gebied op dit punt significant zal verschillen van de rest van Nederland. Dit betekent dat het werkelijk verbruik hoger zou komen te liggen dan op basis van de in deze studie uitgevoerde inventarisaties en berekeningen wordt aangenomen. Mogelijk bedraagt de onderschatting zo'n 10%. De belasting van grond- en oppervlaktewater zal hierdoor navenant toenemen.

8.2 Modelberekeningen

Voor de berekening van de belasting van grond- en oppervlaktewater door uitspoeling met PESTLA is bij het definiëren van de aannames voor een 'worst case'-benadering gekozen. Het 'standaard scenario' (zoals gebruikt in het instrumentarium dat wordt toegepast bij de toelating van bestrijdingsmiddelen) is toegepast voor het verloop van de afbraak met de diepte. Hierbij wordt verondersteld dat er geen afbraak plaatsvindt beneden 1 m - mv. Er is geen rekening gehouden met vruchtwisseling. Tevens is aangenomen dat verdamping, afspoeling, interceptie en gewasopname zijn te verwaarlozen, waardoor de uiteindelijke belasting van het grondwater wordt overschat en de belasting van het oppervlaktewater wordt onderschat. Dit betekent dat de werkelijke belastingen van grond- en oppervlaktewater anders kunnen zijn dan de in deze studie berekende belastingen.

De ranges in de literatuur gevonden waarden voor de stoffeigenschappen K_{om} en DT_{50} zijn groot. Hiervoor is een gemiddelde waarde aangehouden en is dus géén worst-case benadering toegepast. Het effect van de onzekerheid in de waarden van de K_{om} en DT_{50} op de onzekerheid in de berekende belastingen is in deze studie niet in beeld gebracht.

Deze studie verschilt van het 'standaardscenario' zoals het CTB die gebruikt doordat de regionale waterhuishouding in het instrumentarium is meegenomen. Dat leidt ertoe dat gerekend is met andere bodems, met andere weerjaren, met andere grondwaterstanden en andere waterfluxen. Overige processen (afbraak) zijn gelijk gehouden aan het CTB-instrumentarium. De resultaten van de berekeningen zijn na 20 jaar toediening geanalyseerd en gepresenteerd.

Uit de modelberekeningen blijkt dat stoffen die goed sorberen aan organisch materiaal en/of relatief snel afbreken nauwelijks via ondergrondse routes in grond- en oppervlaktewater terechtkomen. Stoffen daarentegen met een kleine K_{om} in combinatie met een grote DT_{50} blijken het meest gevoelig voor uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater.

Aangezien bestrijdingsmiddelen kunnen sorberen aan organischestof heeft de hoeveelheid organischestof in de bodem een aanzienlijk effect op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen. Organischestofgehalten zijn echter in de huidige invoergegevens weinig onderscheidend. Dit wordt veroorzaakt doordat:

- de bodems (bodemkaart 1:250 000) ten behoeve van de schematisering in de hydrologische modelstudie zijn gediscretiseerd tot dominante eenheden, en doordat

- de gebruikte vertaalslag voor toekennen van organischestofgehalten aan horizonten weinig verschillen tussen de bodemprofielen binnen het studiegebied genereert.

De organischestofgehaltenes van de bodems in deze studie zijn groter dan van het profiel in het standaardscenario voor het toelatingsbeleid; mede hierdoor zijn de berekende belasting van en concentraties in het (bovenste) grondwater van de verschillende bestrijdingsmiddelen lager dan berekend met het standaardscenario.

In gebieden met een hoge grondwaterstand is de flux naar het oppervlaktewater veelal groter dan de wegzijging naar het diepere grondwater. Een hoge grondwaterstand resulteert mede daardoor in een grote belasting van het oppervlaktewater. De waterfluxen blijken de verdeling over de belasting van grond- en oppervlaktewater te bepalen. De waterhuishouding heeft dus een belangrijke invloed op de emissie van bestrijdingsmiddelen naar grond- en oppervlaktewater. Daarom is het essentieel een regionaal hydrologisch model te gebruiken voor de berekening van de regionale belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen.

De gevoeligheid voor de waterhuishouding maakt dat de uitspoeling van mobiele stoffen, zoals bentazon, gevoelig is voor het toedieningstijdstip.

De belasting van het grondwater neemt toe bij diepere grondwaterstanden. Dit verloop ontstaat omdat in deze studie is aangenomen dat de afbraak van bestrijdingsmiddelen beneden 1 m - mv stopt en omdat de grondwateraanvulling in deze gebieden groot is. De aanname dat beneden 1 m - mv geen afbraak van bestrijdingsmiddelen plaatsvindt is een aanname die is overgenomen uit het 'standaardscenario uitspoeling' van het College Toelating Bestrijdingsmiddelen. Een dergelijke aanname is noodzakelijk, omdat vrijwel geen gegevens over afbraak in de ondergrond beschikbaar zijn. Als wordt aangenomen dat afbraak optreedt tot aan de grondwaterspiegel dan kan de relatie veranderen; door de langere verblijftijd neemt bij een diepere grondwaterstand de omgezette hoeveelheid toe en neemt de belasting af. De afbraak vindt plaats in een aëroob milieu en wordt door deze aanname niet beïnvloed door de waterhuishouding. Wanneer de afbraak afhankelijk wordt gesteld van de zuurstofvoorziening (aëroob/anaëroob) wordt deze mede gestuurd door de waterhuishouding. De afbraak blijkt in zeer sterke mate de berekende belasting van grond- en oppervlaktewater te beïnvloeden. Modelmatig kunnen dergelijke effecten worden gekwantificeerd. Er zijn echter niet voldoende meetgegevens beschikbaar om het verloop van de afbraak in het bodemprofiel te kunnen onderbouwen. Het is dan ook gewenst de afbraak van gemakkelijk uitspoelende bestrijdingsmiddelen te meten en om de berekening van de afbraak voor deze stoffen te kunnen verbeteren en om de berekende afbraak te kunnen toetsen.

Wanneer een stof onder waterverzadigde of zelfs anaërobe omstandigheden blijkt af te breken moet om het effect van deze processen te kunnen kwantificeren het rekeninstrument het effect van de verblijftijden op de afbraak tijdens het transport naar de ontwateringsmiddelen verdisconteren. Dat betekent dat binnen de deelgebieden per modelcompartiment de afbraak met de gemiddelde verblijftijd van de fluxen naar het oppervlaktewater moet worden berekend.

Volgens de berekeningen kunnen de voorbeeldstoffen bentazon, metolachloor, MCPA en atrazin, evenals de metaboliet desethyl-atrazin, in het studiegebied het bovenste grondwater in aantoonbare hoeveelheden (resultierend in concentraties hoger dan 0,001 $\mu\text{g.l}^{-1}$) bereiken. Overschrijding van de drinkwaternorm (0,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$) wordt voor atrazin, metolachloor en MCPA voor enkele oppervlakteprocenten van het studiegebied berekend. Voor bentazon wordt voor 98% van het studiegebied een overschrijding van de drinkwaternorm berekend.

De (regionale) belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen via het bodemsysteem wordt grotendeels bepaald door:

- het landgebruik (teelt, areaal);
- het gebruik (dosering, toepassingsfrequentie en toedieningstijdstip);
- de toedieningstechniek;
- de omzettingssnelheid (DT_{50}) en de sorptieconstante (K_{om}) van de werkzame stoffen;
- de fysisch-chemische eigenschappen van de bodem (organischestofgehalte, bulkdichtheid, profielopbouw, vocht- en doorlatendheidskarakteristieken) en
- de (regionale) waterhuishouding.

Aangezien bij de modelberekeningen uit is gegaan van de LGN-teelten met een homogene verspreiding in het studiegebied, van eenzelfde gebruik per gewas voor het hele studiegebied en omdat er weinig ruimtelijk onderscheid is in de organischestofvoorraad in de bodem moeten de ruimtelijke verschillen in belasting van grond en oppervlaktewater voor de verschillende stoffen worden toegeschreven aan lokale verschillen in de regionale waterhuishouding inclusief de slootdichtheid in geval van driftbelasting. De berekening van de regionale belasting van grond- en oppervlaktewater kan worden verbeterd door zowel de resultaten van een regionaal hydrologisch model als meer gedetailleerde bodemtechnische informatie te benutten voor het toepassen van (pseudo-)tweedimensionale stoftransportmodellen.

Volgens de rekenresultaten spoelen stoffen met een kleine halfwaardetijd nauwelijks uit. Toch worden regelmatig stoffen met een kleine halfwaardetijd in het diepe grondwater aangetroffen. Dat duidt erop dat de rekenresultaten de werkelijkheid niet volledig beschrijven. Mogelijke oorzaken zijn het niet beschrijven van snelle transportroutes (preferente banen, scheuren) en/of het niet adequaat simuleren van de afbraak.

De belasting van het oppervlaktewater is voor alle voorbeeldstoffen, met uitzondering van bentazon, groter dan de belasting van het grondwater. Dit wordt veroorzaakt doordat voor de meeste voorbeeldstoffen de berekende belasting van het oppervlaktewater via drift groter is dan de belasting via het grondwatersysteem. Alleen voor bentazon is de ondergrondse route groter dan de bovengrondse.

Voor lindaan en in mindere mate voor metolachloor levert de ondergrondse route een niet te verwaarlozen bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater.

De belasting van het grondwater en de belasting van het oppervlaktewater via het grondwater met persistente, sterk adsorberende stoffen zoals bijvoorbeeld lindaan kunnen, wanneer deze middelen in een gebied niet meer gebruikt worden, nog jaren

voortduren als gevolg van de grote hoeveelheid geabsorbeerd in de bodem. Teneinde een dergelijk naijlingseffect te kunnen kwantificeren zou een aanvullende periode moeten worden doorgerekend zonder gebruik van bestrijdingsmiddelen.

Op basis van een dergelijke berekening kunnen ook langjarige emissiefactoren (som van de belastingen gedeeld door de som van de giften over de hele rekenperiode) worden berekend. Deze factoren zullen voor de belasting via de bodem naar verwachting hoger zijn dan de nu berekende kortetermijnemissiefactoren. Deze langetermijnemissiefactoren geven de totale belasting van een middel die in een milieucompartiment terechtkomt.

Om de betrouwbaarheid van modellen in te kunnen schatten, is het noodzakelijk om modellen te toetsen aan regionale meetgegevens. Voor dit studiegebied ontbraken deze geheel. Wel is een vergelijking uitgevoerd met beschikbare resultaten van metingen in het grondwater uit andere delen van Nederland (ook zandgronden). De rekenresultaten sluiten daar qua orde van grootte op aan (Boesten en Leistra, mondelinge mededeling, SC-DLO). Wanneer de rekenresultaten voor een stof afwijken van de beschikbare meetgegevens is dit steeds te verklaren uit verschillen in eigenschappen van de bodem en/of de waterhuishouding. Vaststellen van de invloed van individuele factoren op de nauwkeurigheid van de totale belasting vergt veel tijd en is daarom in dit onderzoek niet uitgevoerd.

De resultaten uit deze studie geven slechts inzicht in de belasting van grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Extrapolatie naar andere zandgebieden kan alleen plaatsvinden met een gedegen kennis van bestrijdingsmiddelen in combinatie met hydrologische en bodemkundige kennis.

8.3 Totale belasting

Voor de zeven voorbeeldstoffen is de belasting naar grond- en oppervlaktewater berekend. Deze stoffen veroorzaken samen een belasting van 144 kg naar het diepere grondwater en van 50 kg naar het oppervlaktewater. Voor de overige in het studiegebied gebruikte stoffen is een totale belasting van het diepere grondwater van 160 kg berekend en is een belasting van het oppervlaktewater via het bodemsysteem van 35 kg berekend. De belasting van het oppervlaktewater via drift is (voor alle stoffen) berekend op 54 kg. De belasting van het oppervlaktewater door afspoeling is voor de vier meest relevante stoffen geschat op 2,9 tot 6,3 kg. De totale belasting van het diepere grondwater met bestrijdingsmiddelen wordt in het studiegebied geschat op 304 kg, hetgeen overeenkomt met 0,21% van de toegediende hoeveelheid. De totale belasting van het oppervlaktewater wordt geschat op 131 kg, dat is 0,1% van de toegediende hoeveelheid. Iets meer dan de helft (71 kg) komt in het oppervlaktewater via de ondergrondse route (uitspoeling via de bodem). De totale belasting van het bovenste grondwater wordt geschat op 375 kg.

Wekken de modelberekeningen de indruk dat bij de belasting van het oppervlaktewater de bovengrondse route belangrijker is dan ondergrondse route, uit de totaalberekening

blijkt het omgekeerde. Dit wordt veroorzaakt door een hoog gebruik in het studiegebied aan bestrijdingsmiddelen die gemakkelijk uitspoelen. Deze laatste stoffen bepalen in hoge mate de totale belasting van grond- en oppervlaktewater. Bentazon en MITC leveren tezamen ruim 60% van de belasting van het grondwater. Dezelfde stoffen bepalen een groot deel van de belasting van het oppervlaktewater. Ook atrazin, metolachloor, propachloor, glyfosaat en MCPA leveren een aanzienlijke bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater. Een beter beeld van de totale belasting van grond- en oppervlaktewater wordt verkregen door voor de gemakkelijk uitspoelende stoffen modelberekeningen uit te voeren.

De schatting van de totale belasting van het grond- en oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen is hiervoor beschreven. Een aantal factoren bepalen de nauwkeurigheid van deze schatting:

- a. De (jaar)gift van een bestrijdingsmiddel en de plaats waar het wordt gebruikt.
- b. De ranges in de fysisch-chemische eigenschappen (halfwaardetijd en evenwichtsconstante voor sorptie aan organisch materiaal) van de stoffen.
- c. De accuratesse van overige invoergegevens (zoals markpositie, plaagdrukken, areaal landgebruiksvorm).
- d. De resultaten van de modelberekeningen voor de zeven voorbeeldstoffen.
- e. De schatting van de parameterwaarden voor de regressievergelijking.

De methode voor de schatting van emissie van de middelen kan worden verbeterd door in plaats van een gemiddelde emissiefactor voor het hele studiegebied een emissiefactor per deelgebied af te leiden. Dit is echter alleen zinvol wanneer tevens de betrouwbaarheid van de regressieanalyse kan worden verbeterd. Daartoe moeten meer voorbeeldstoffen worden doorgerekend.

De empirische factoren die voor het schatten van de totale emissie zijn gebruikt, zijn alleen voor het studiegebied geldig en zijn onder andere afhankelijk van de regionale waterhuishouding en de bij de berekeningen gemaakte aannamen. Deze factoren zijn gebaseerd op de voor de zeven voorbeeldstoffen uitgevoerde modelberekeningen.

De rekenresultaten kunnen worden vergeleken met meetresultaten van het grondwater voor Nederland (Van den Berg, 1991) en voor Brabant (Van de Griendt en Siebinga 1994). Daarbij moet worden bedacht dat de metingen uit de periode 1986-1990 (Van den Berg) en uit het eerste kwartaal van 1993 (Van de Griendt en Siebinga) resp. het gebruik van de periode voor 1990 en 1993 weergeven. De rekenresultaten geven een voorspelling van de over 20 jaar te verwachten concentraties bij een in deze periode niet veranderend jaarlijks gebruik dat gelijk is aan het gebruik in 1993. Omdat het gebruik in deze perioden niet gelijk hoeft te zijn geweest is het niet zinvol de grootte van de gemeten en berekende concentraties te vergelijken. Het gebruik van middelen kan gebiedsspecifiek zijn of in de loop der jaren zelfs dermate zijn veranderd dat deze in het grondwater zijn aangetroffen maar in 1993 binnen het studiegebied niet of nauwelijks worden toegepast en daardoor volgens de rekenresultaten ook niet of in kleine hoeveelheden in het grondwater terecht komen. De drie stoffen die de grootste belasting van het grondwater leveren (paragraaf 6.1), te weten bentazon, MITC en dichloorpropeen, zijn zowel in het diepe als het ondiepe grondwater aangetroffen (Van den Berg, 1991). De voorbeeldstoffen bentazon, atrazin, desethylatrazin, metolachloor

en MCPA waarvoor is berekend dat deze in het studiegebied het grondwater bereiken zijn eveneens in het grondwater aangetroffen (Van den Berg, 1991). In het onderzoek van Van de Griendt en Siebinga (1994) zijn 2,4-D, dicamba, MCPA, mecoprop, bentazon en BAM (2,6-dichloorbenzamide) aangetroffen. Atrazin en desethylatrazin zijn niet aangetroffen als gevolg van de gebruikte detectiemethode. 2,4-D, dicamba en mecoprop zijn herbiciden die voornamelijk (vaak in combinatie) worden toegepast op gras. 2,4-D kan ook worden toegepast op mais. Deze stoffen zijn in het studiegebied in 1993 in hoeveelheden kleiner dan 1000 kg toegepast (tabel 9). Als deze stoffen (lokaal) worden toegepast kunnen ze het grondwater bereiken (zijn mobiele stoffen). BAM is een metaboliet waarvan de stoffeigenschappen onvoldoende bekend zijn. De rekenresultaten van deze studie zijn niet in tegenspraak met de metingen. De stoffen waarvan wordt berekend dat ze in grotere hoeveelheden uitspoelen naar het grondwater worden ook in het grondwater aangetroffen. De rekenresultaten kunnen dus worden gebruikt voor het schatten van de totale belasting in het studiegebied en voor het geven van een aanzet voor de opzet van een optimaal en efficiënt monitoringprogramma.

Van de totale milieubelasting met bestrijdingsmiddelen in heel Nederland gaat 95% naar de lucht, 4% naar de bodem en 1% naar het oppervlaktewater (Horeman, 1996). Ofschoon de onderlinge verhouding in belasting in dit specifieke gebied anders kan zijn (een deel van de belasting komt waarschijnlijk van buiten het gebied) zal ook hier de belasting van de lucht verreweg de grootste zijn. Een deel van deze belasting komt via depositie op het bodemsysteem en in het oppervlaktewatersysteem terecht. De route depositie voor de belasting van het bodemsysteem en het oppervlaktewatersysteem is in deze studie niet beschouwd. De belasting van het oppervlaktewater via atmosferische depositie is twee-en-een-half maal zo groot als de belasting via de directe routes (Horeman, 1996). Dat betekent dat aangenomen mag worden dat het oppervlaktewater meer bestrijdingsmiddelen zal bevatten dan in deze studie is berekend. Het verdient dan ook aanbeveling om (ook tbv. monitoring) te kwantificeren welke stoffen op deze wijze in het oppervlaktewater terechtkomen. Deze belasting komt ook terecht op het bodemsysteem, zowel op cultuurgrond als op natuurterreinen. Op cultuurgrond is deze belasting minder relevant omdat deze veel kleiner is dan de doseringen.

De totale belasting is berekend als jaarvrucht ($\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$) voor de som van alle middelen. Voor de voorbeeldstoffen is daarnaast per stof de concentratie in het bovenste grondwater berekend ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). De concentraties in het oppervlaktewater zijn niet in deze studie bepaald en kunnen alleen worden gekwantificeerd door het aanvullend gebruik van een oppervlaktewaterkwaliteitsmodel. De jaarvruchten bieden inzicht in oorzaak en gevolg; de concentraties bepalen het al of niet optreden van schadelijke effecten. De toxiciteit van stoffen is in deze studie volledig buiten beschouwing gebleven. Het effect van de bestrijdingsmiddelen op het biotisch systeem is niet zichtbaar gemaakt, alleen de orde van grootte van de door abiotische factoren en fysisch-chemische stoffeigenschappen bepaalde milieubelasting is geschat.

8.4 Monitoring

Het blijkt mogelijk op basis van de resultaten van deze studie een aanzet te geven voor het opzetten van een optimaal en efficiënt monitoringprogramma voor zowel het grond- als oppervlaktewater dat is gebaseerd op het screenen van emissie-gevoelige gebieden en makkelijk uitspoelende middelen. Daarbij is aangegeven hoe keuzes moeten worden gemaakt over de te analyseren werkzame stoffen, de locatie, het tijdstip, de diepte en de frequentie van de monsternamen.

De meetresultaten uit het bestaande grondwatermeetnet kunnen beter worden geïnterpreteerd en kunnen beter worden benut wanneer een kwantitatieve hydrologische systeemanalyse wordt verricht. Waarschijnlijk volstaat jaarlijks bemonsteren. Aanvullend bemonsteren van het bovenste grondwater levert sneller inzicht in optredende veranderingen. Het bovenste grondwater moet bij gebruik van een filter van 50 cm lengte ongeveer twee keer per jaar worden bemonsterd. In het grondwater kunnen de analyses beperkt blijven tot potentiële uitspoelers als bentazon en MITC. De monsternamenpunten dienen zich in gebieden met diepe grondwaterstanden, een hoog gebruik en een laag organischestofgehalte van de bodem te bevinden.

Bemonsteren van het oppervlaktewater kan gericht (andere middelen) en efficiënter (alleen bemonsteren in de periode dat middelen verwacht mogen worden). De belasting van het oppervlaktewater verloopt via de emissieroutes drift, afspoeling en uitspoeling via de bodem. Aangezien de eerste twee in een zeer korte tijdperiode optreden, is het belangrijk in deze perioden naar deze stoffen te speuren. De te analyseren middelen kunnen voor de driftbelasting beperkt blijven tot de werkzame stoffen atrazin, metolachloor en MCPA. De periode kan beperkt blijven tot de maanden april, mei en juni, de monsternamenfrequentie kan beperkt blijven tot een maal per week. In de periode april tot en met juni kunnen wekelijks benedenstrooms genomen monsters op de aanwezigheid van diuron worden onderzocht. Uitspoeling treedt alleen op in perioden van ontwatering. Daarom kan in het oppervlaktewater gedurende de winterperiode naar bentazon worden gezocht, de tijd tussen opeenvolgende bemonsteringen kan beperkt blijven tot één keer per maand. De monsternamenlocaties kunnen het beste benedenstrooms van grotere gebieden met een hoog middelengebruik en een hoge slootdichtheid worden gepositioneerd. De plaats waarop het beste kan worden bemonsterd is mede afhankelijk van de eigenschappen van het bemonsterde oppervlaktewatersysteem, de sorptie- en afbraakeigenschappen van de middelen, en het tijdstip en de frequentie van bemonsteren.

Voor de realisatie van een dergelijk monitoringnetwerk wordt uitgegaan van de kennis waar en wanneer welke middelen binnen het gebied worden toegepast. Het monitoringprogramma kan na een aantal jaren op basis van de meetresultaten worden verfijnd.

8.5 Relatie tot MJP-G

In het kader van de Emissie Evaluatie MJP-G is de emissie van bestrijdingsmiddelen voor 1993 op nationaal niveau berekend (Horeman, 1996). De berekeningswijze die daarbij is gevolgd vertoont veel overeenkomst met de in deze studie gevolgde werkwijze.

In deze studie zijn gebiedsspecifieke gegevens gebruikt om met ISBEST het landbouwkundig gebruik te schatten; via een enquête is het gebruik van de overige gebruiksgroepen geïnventariseerd. Dit resulteert (ten opzichte van de schatting van het gebruik in dit gebied ten behoeve van de Emissie Evaluatie MJP-G) in een betere, gebiedsspecifieke schatting van het middelengebruik in het studiegebied.

Voor wat betreft de emissie naar grondwater zijn bij beide berekeningen de processen beschreven met het model PESTLA. Voor de nationale berekeningen is dit model uitgebreid met een vervluchtigingsmodule. In de onderhavige regionale studie is de vervluchtiging van alleen de extreem vluchtige grondontsmettingsmiddelen geschat. De abiotische condities waarvoor met PESTLA is gerekend (waterhuishouding, bodemeigenschappen) zijn niet dezelfde. In de Emissie Evaluatie is daarvoor gebruik gemaakt van GIS-bestanden met o.a. informatie over organische stofgehalte in de bodem en neerslaghoeveelheden. In deze studie is (naast GIS-bestanden) gebruik gemaakt (van de rekenresultaten) van een regionaal hydrologisch model (Van der Bolt et al, 1996). Aangenomen mag worden dat de gesimuleerde waterhuishouding in de bestudeerde stroomgebieden de hydrologische fluxen beter beschrijft dan de de genoemde GIS-bestanden.

De nationale berekeningen laten zien dat 1,7 promille van het gebruik van alle bestrijdingsmiddelen uiteindelijk in het diepere grondwater terecht komt. Ruim 50% van het totaal aan kilogrammen dat in het grondwater terecht komt betreft de grondontsmettingsmiddelen metam-natrium (incl. MITC), dichloorpropeen en cis-dichloorpropeen (incl. dichloorpropaan). In de onderhavige regionale studie wordt berekend dat 2,3 promille van het totaalgebruik in het grondwater terecht komt. Naast de grondontsmetters metam-natrium (incl. MITC) en dichloorpropeen levert ook bentazon een aanzienlijke bijdrage. Beide berekeningsresultaten, nationaal en regionaal, liggen in dezelfde orde van grootte. De regionale berekeningen wijzen erop dat de omvang van de emissie naar het grondwater in het studiegebied groter is dan landelijk gemiddeld. De grotere berekende uitspoeling binnen het studiegebied kan worden verklaard door een afwijkend gebruik binnen het studiegebied en door verschillen in wegzijgingsfluxen voor beide studies.

Voor wat betreft het oppervlaktewater zijn in de Emissie Evaluatie acht emissieroutes gekwantificeerd. Naast de drie routes die ook in deze regionale studie zijn gekwantificeerd (druppeldrift, laterale uitspoeling en afspoeling van verhard oppervlak), zijn dat reinigen apparatuur, dompelbaden, condenswater, restanten verpakkingen en overige. Emissie via dompelbaden (m.n. bloembollen) en condenswater (kasteelten) zijn in deze studie niet meegenomen omdat de relevante teelten in het gebied niet of nauwelijks voorkomen. De overige routes zijn niet gekwantificeerd omdat bij aanvang van deze studie verondersteld is dat de bijdrage van deze routes binnen het studiegebied

klein is, en omdat voor betrouwbare berekeningen onvoldoende gegevens beschikbaar zijn.

De laterale uitspoeling berekend in het nationaal instrumentarium berekend bedraagt 1,8 promille van het totaalgebruik, waarbij de grondontsmettingsmiddelen een belangrijke bijdrage leveren. In de onderhavige studie bedraagt de laterale uitspoeling 0,5 promille van het regionale gebruik. Dit is beduidend lager dan het nationale gemiddelde. De verlaagde uitspoelingskans naar het oppervlaktewater wordt veroorzaakt door dat het studiegebied een relatief geringe slootdichtheid kent, doordat uitspoelingsgevoelige stoffen zoals grondontsmettingsmiddelen en bentazon met name op de hogere zandgronden worden toegepast), en doordat in deze studie ook adsorptie in de ondergrond wordt berekend.

De hoeveelheid drift is nationaal berekend met PESCO. Hierbij zijn (konstante) driftfactoren toegekend aan bepaalde teeltcategorieën. Het gebruik, de driftfactor en de water/land-verhouding per PAWN-district bepaalt de hoeveelheid drift. Voor de regionale berekeningen is gebruik gemaakt van dezelfde driftfactoren. De water/land-verhouding is per deelgebied bepaald met geschatte slootdichtheden. In de nationale studie komt de omvang van de drift neer op 1,1 promille van het landelijk gebruik. Stoffen die kenmerkend zijn voor de aardappelteelt (maneb, mancozeb) en de fruitteelt (captan) spelen daarbij een belangrijke rol. Regionale berekeningen geven een omvang van de drift van 0,5 promille. De lage slootdichtheid en de relatief kleine arealen aardappel en grootfruit dragen ertoe bij dat de drifthoeveelheid onder het landelijk gemiddelde blijft.

Voor de berekeningen met betrekking tot afspoeling van verhard oppervlak is in beide studies uitgegaan van een emissiefactor van 2,1% van het gebruik van een stof. De omvang van het gebruik is bij deze berekeningen dus bepalend voor de resulterende emissie.

In de Emissie Evaluatie MJP-G is de verhouding van bestrijdingsmiddelen die in het bovenste grond- en oppervlaktewater terecht komen ongeveer 4 : 1. In deze studie is deze verhouding 3 : 1 (bovenste grondwater) of 2,5 : 1 (diepere grondwater). De verschillen worden veroorzaakt doordat in de Evaluatie MJP-G grondontsmetters, die binnen het studiegebied relatief weinig worden gebruikt, een duidelijke rol spelen. Daarnaast komt de hydrologische situatie van het gebied niet overeen met het landelijk gemiddelde. Dit komt tot uitdrukking in de verhouding land/water die niet alleen de berekende driftbelasting beïnvloedt maar ook de laterale uitspoeling naar het oppervlaktewater.

Beide studies zijn vrijwel tegelijkertijd uitgevoerd. Voor volgende regionale en nationale studies moeten de verschillen in aannamen en methoden tussen beide studies goed worden vergeleken. De resultaten van beide studies hebben eenzelfde orde van grootte. Deze studie heeft een toegevoegde waarde ten opzichte van de Emissie Evaluatie MJP-G omdat in deze studie gebruik is gemaakt van gebiedsspecifieke gebruikcijfers en van een betere schatting van (regionale) hydrologische fluxen.

Literatuur

Adriaanse, P.I., 1995. *The TOXSWA model concept*. In: S.J.H. Crum en J.W. Deneer (eds.), *Development of the TOXSWA mode for predicting the behavior of pesticides in surface water*. Report 105, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Adriaanse, P.I., 1996. *Fate of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model*. DLO Winand Staring Centre, Wageningen. Report 90.

Beem, A.M.E., van den Boogaart, C.C.M., van Damme, M., Galema, J., Martens, H.A., Vogelaar, C., Peters, A. en P. van Velde. 1994. *Handleiding 1995; gewasbescherming in de akkerbouw en veehouderij*. De Meern, DLV.

Berg, R. van den, 1991. *Bestrijdingsmiddelen in bodem en grondwater*. In: *Nationale milieuverkenning 2: 1990-2010*. RIVM, Bilthoven.

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

Bollen, M.J.S., F.H.W.M. Bekhuis, R. Reiling en E. Scheper, 1995. *Naar een ruimtelijk beeld van de gevoeligheid van bodem en grondwater*. Rapport 711901012, RIVM Bilthoven.

Bolt, F.J.E. van der, 1996a, P.E.V. van Walsum en P. Groenendijk, 1996a. *Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Simulatie van de regionale hydrologie*. DLO-Staring Centrum. Wageningen. Rapport 306.1

Bolt, F.J.E. van der, 1996b, P. Groenendijk en H.P. Oosterom, 1996b. *Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Simulatie van de nutriëntenhuishouding*. DLO-Staring Centrum. Wageningen. Rapport 306.2

CBS, 1993. *De landbouwtelling 1993*. Doetinchem, Misset uitgeverij bv.

CBS, 1994. *Gewasbescherming in de land- en tuinbouw, 1992*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.

CBS, 1995. *Gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen door overheidsinstellingen 1992*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.

Griendt, J.S. van de, en R Siebinga, 1994. *Bestrijdingsmiddelen in het meetnet grondwaterkwaliteit van de provincie Noord-Brabant*. *H₂O* (27) 1994, nr. 7; 185.

Horeman, G.H. (editor) (1996). *MJP-G Emissie evaluatie 1995*. Einddocument. Ede, IKC-landbouw.

Huijser, Ph., J., 1994. *Verontreiniging van de Maas door diuron*. Lelystad, RIZA nota 94.014.

Janssen, K.E., Barwegen, J., Botden, R., Brinkman, H., den Hartog, A., Oomen, P.A., Oostelbos, P. en R. van Teylingen (1994) *De gewasbeschermingskennisbank: structuur en standaarden*. Gewasbescherming 25; suppl. nummer 1.

Kraaij, R., Verstappen G.G.C. en F.H. Wagemaker (1995) *PESCO. Beschrijving van een screeningsmodel voor de emissies van bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater*. RIZA-werkdocument96.102X, RIZA, Lelystad.

Kroes, J.G. en J.J.T.I. Boesten, 1993. *Vergelijking van de uitspoeling berekend met de modellen TRANSOL en PESTLA*. Rapport 238 DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Kroes, J.G. en P.E. Rijtema, 1995. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in Soils*. Report 103, DLO Winand Staring Centre, Wageningen (Draft version 31 oktober 1995)

Linders, J.B.H.J., Jansma, J.W., Mensink, B.J.W.G. en K. Otermann, 1994. *Pesticides: benefaction or pandora's box. A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides*. Bilthoven, RIVM. Report no. 679101014.

Linden, A.M.A. van der en J.J.T.I. Boesten, 1989. *Berekening van de mate van uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen als functie van hun sorptiecoëfficiënt en omzettingssnelheid in bouwvoormateriaal*. Rapport 728800003, RIVM Bilthoven.

Merkelbach, R.C.M., Bor, G. Denneboom, J. en P.G. Lentjes (in prep.) *ISBEST 2.0; een beschrijving van het bestrijdingsmiddelengebruik in Nederland*. Wageningen. DLO-Staring Centrum. Rapport 425.

Ministerie van LNV, 1990. *Rapportage werkgroep beperking Emissie, achtergronddocument Meerjarenplan Gewasbescherming*. 's Gravenhage.

Ministerie van LNV, 1991. *Meerjarenplan Gewasbescherming*. 's Gravenhage.

Nefyto, 1996. *Landbouw en chemische gewasbescherming in cijfers (gegevens over 1995)*. Nefyto, Den Haag.

Porskamp, H.A.J., J.M.G.P. Michielsen, J.F.M. Huijsmans, J.C. van de Zande, 1995. *Emissiebeperkende spuittechnieken voor de akkerbouw. De invloed van luchtondersteuning, dopkeuze en teeltvrije zone op de emissie buiten het perceel*. Rapport 95-19, IMAG-DLO Wageningen.

Poppe, K.J. (red), 1993. *LEI-Boekhoudnet van A tot Z*. Den Haag. Landbouw-Economisch Instituut. Publikatie 3.154

Schoumans, O.F. & L. Köhlerberg, 1995. *Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden; mogelijkheden van toediening van aluminium- en ijzerverbindingen aan de bodem*. Wageningen. DLO-Staring Centrum. Rapport 374.2.

Teunissen-Ordelman, H.G.K. en S.M. Schrap (1996) *Bestrijdingsmiddelen. Een analyse van de problematiek in het aquatisch milieu*. Lelystad. RIZA. Nota 96.040.

Thunnissen, H.A.M., P.J. van den Boogaard en H.P.T. Ullbroeck, 1993. *Operational Land cover classification in the Netherlands using satellite images and other geographical information*. Presented at the International Symposium 'Operationalization of Remote Sensing', ITC Enschede, The Netherlands.

Wesseling, J.G., 1991. *CAPSEV*. Report 37, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Wösten, J.H.M., Bannink, M.H. en J. Beuving, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van de boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks*. Rapport 18 ICW, Wageningen.

Wösten, J.H.M., e.a., 1988. *Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 250000, ten behoeve van de PAWN-studie*. Stiboka. Rapport nr. 2055, Wageningen.

Zee, S.E.A.T.M. van der en J.J.T.I. Boesten, 1991. *Effects of soil heterogeneity on pesticide leaching to groundwater*. Water Resources Research 27:3051-3063

Niet-gepubliceerde bronnen

Akker, H.A.J.M. vd, 1992. *Bladsteeltjesonderzoek, mineralengebruik, gewasbescherming*. LAMI studiegroep aardappelen, de Maaskant. Horst. DLV-team akkerbouw ZON. Verslag.

Akker, H.A.J.M. vd, 1994. *Gewasbescherming en mineralengebruik 1994*. LAMI studiegroep de Maaskant. Horst. Team akkerbouw ZON. Verslag.

Buurma, J.S., 1995. *Bestrijdingsmiddelengebruik van 32 werkzame stoffen in de land- en tuinbouw in Nederland 1993*. Persoonlijke mededeling . 's-Gravenhage. DLO-Landbouw Economisch Instituut.

DLV, 1994a. *Project mechanische onkruidbestrijding snijmaïs 1993 in het stimuleringsgebied Beerze-Reusel_Dommel*. Boxtel. DLV-team rundveehouderij. Verslag.

DLV, 1994b. *Geïntegreerde onkruidbestrijding in de akkerbouw 1994*. Horst. DLV-team akkerbouw ZON. Rapport.

DLV, 1995. *Geïntegreerde onkruidbestrijding in maïs 1994 in loonwerk*. Dronten. DLV-team Agrarisch loonwerk. Verslag.

Hendriks, J.G.M. en A.J.T van der Spank, 1994. *Verslag van de begeleiding van het stimuleringsproject Beerze-Reusel-Dommel-Mark*. Horst. DLV-team Vollegrondsgroenteteelt. Verslag.

Hoksbergen, M. 1994. *Geïntegreerde onkruidbestrijding in maïs 1994*. Boxtel. DLV-team rundveehouderij. Verslag.

Jellema, P., 1995. *Ontheffingen voor het gebruik van grondontsmettingsmiddelen in de land- en tuinbouw in Nederland in 1993*. Vertrouwelijke informatie. Wageningen. Plantenziektenkundige Dienst.

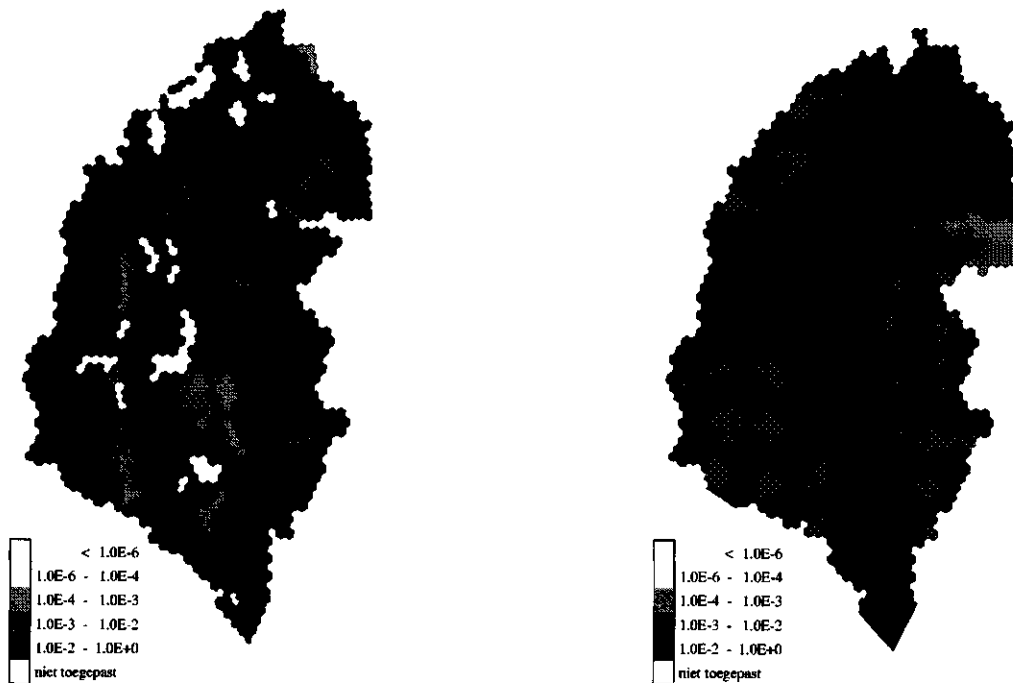
Provincie Noord-Brabant, 1995. *Enquête gemeentelijk groenbeleid Noord-Brabant. 's Hertogenbosch*, Provincie Noord-Brabant. Enquête.

Roelands, C. 1992. *Project geïntegreerde tuinbouw LAMI - prei*. Horst. DLV-team Vollegrondsgroenteteelt. Verslag.

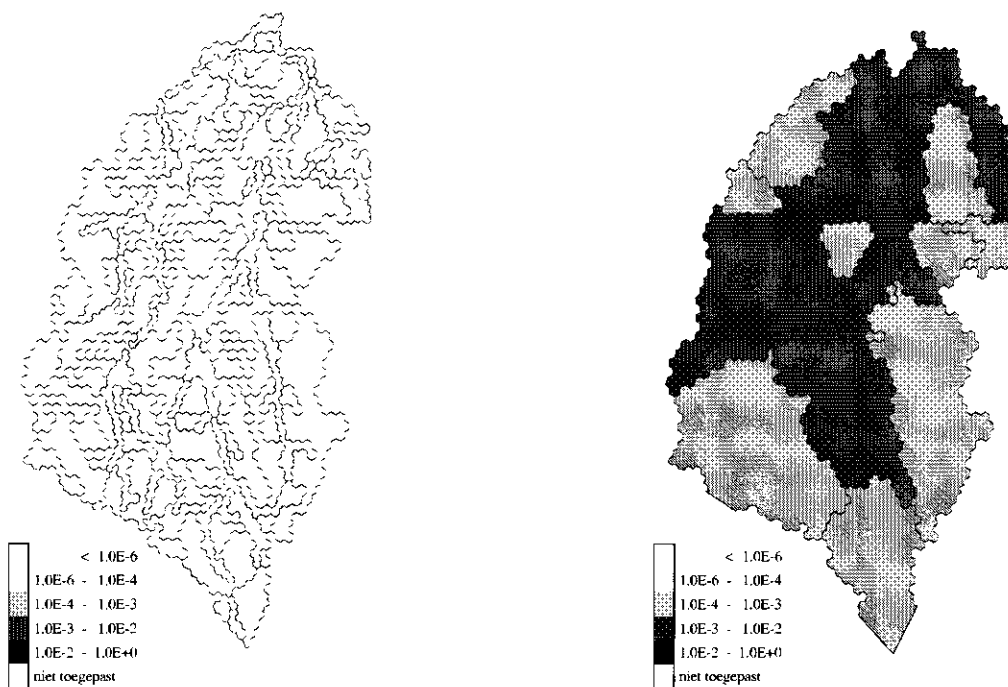
Strik, D.P.B.T.B., 1994. *Indicatie van het bestrijdingsmiddelengebruik door particulieren in Midden-Brabant*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 329.

Aanhangsel 1

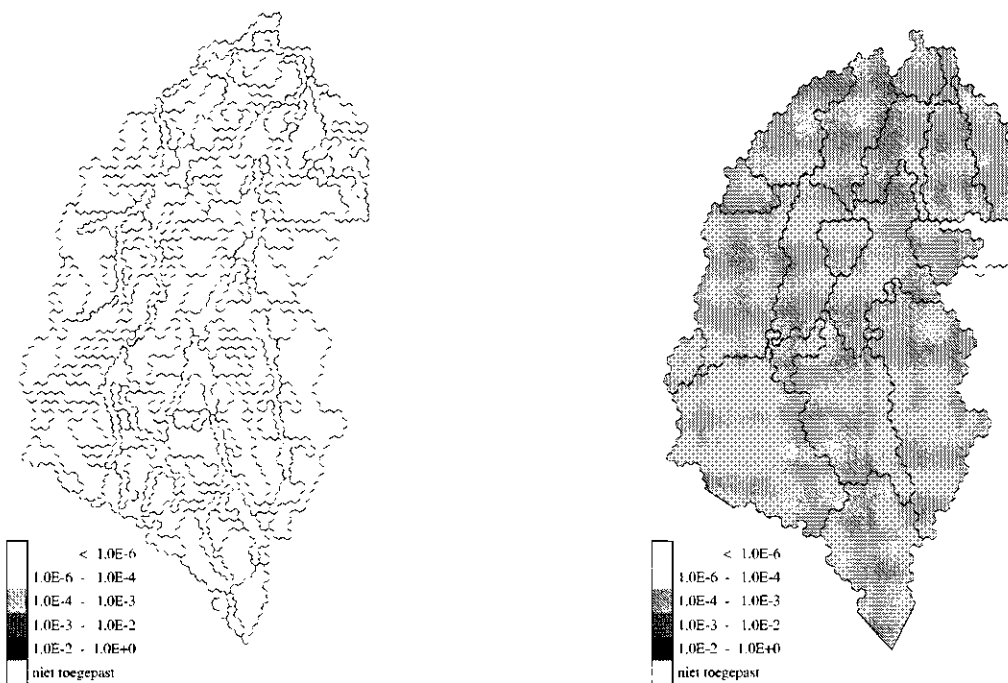
De belasting van het diepere grondwater per deelgebied en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied voor het twintigste jaar van de simulatie voor de voorbeeldstoffen



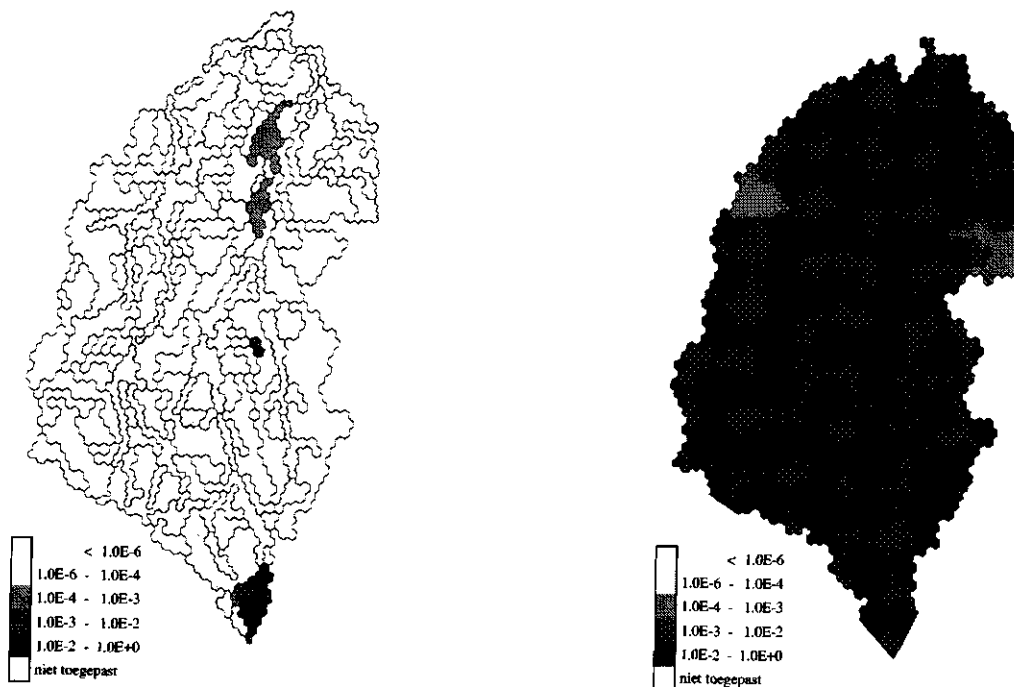
De belasting ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) van het diepere grondwater per deelgebied (links) en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied (rechts) voor het twintigste jaar van de simulatie voor bentazon



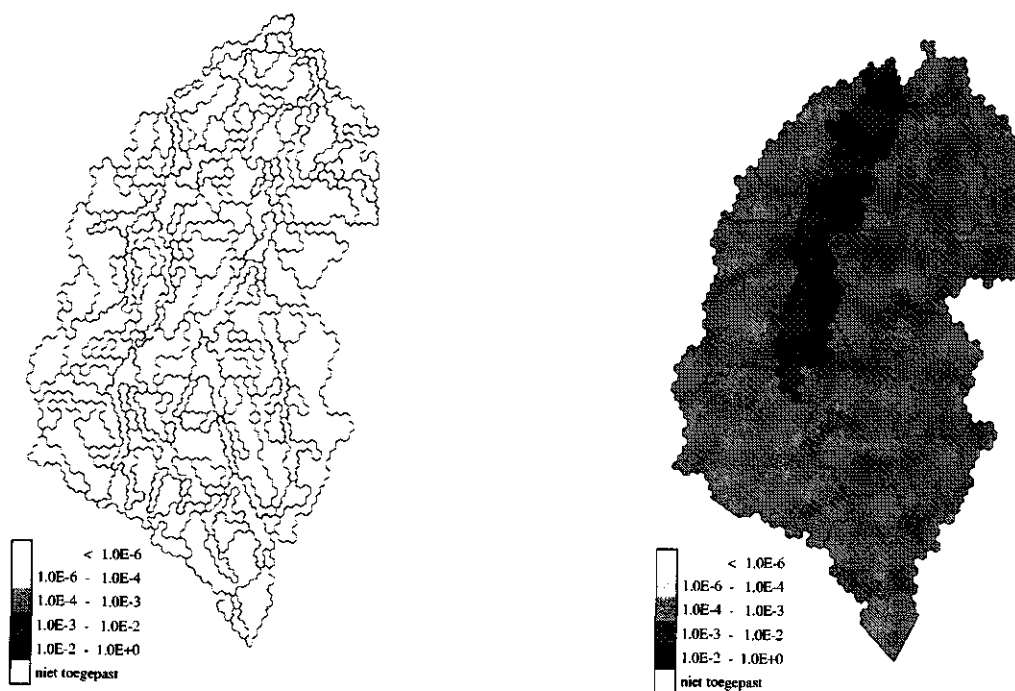
De belasting ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) van het diepere grondwater per deelgebied (links) en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied (rechts) voor het twintigste jaar van de simulatie voor fluazinam



De belasting ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) van het diepere grondwater per deelgebied (links) en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied (rechts) voor het twintigste jaar van de simulatie voor lindaan



De belasting ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) van het diepere grondwater per deelgebied (links) en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied (rechts) voor het twintigste jaar van de simulatie voor MCPA



De belasting ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) van het diepere grondwater per deelgebied (links) en van het oppervlaktewater per deelstroomgebied (rechts) voor het twintigste jaar van de simulatie voor metamitron