



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*



Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming

Evaluatie

Deelrapport Milieu

van de nota



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming

Deelrapport Milieu

RIVM Rapport 607059001/2012

Colofon

© RIVM 2012

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

A.M.A. van der Linden, RIVM
R. Kruijne, Alterra
A. Tiktak, PBL
M.G. Vijver, CML

Contact:
A.M.A. van der Linden
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
Ton.van.der.Linden@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van PBL, in het kader van de Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming

Rapport in het kort

Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming

Deelrapport Milieu

Om duurzame gewasbescherming te bereiken heeft de overheid in de nota Duurzame gewasbescherming meerdere doelen geformuleerd voor het oppervlaktewater. Geen van deze doelstellingen is volledig gehaald, zo blijkt uit een evaluatie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Alterra, Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML) en het PlanBureau voor de Leefomgeving (PBL).

Gewasbeschermingsmiddelen

Eén van de doelen was om het oppervlaktewater in 2010 ten opzichte van 1998 95% minder met gewasbeschermingsmiddelen te belasten. Daarnaast mocht het oppervlaktewater in 2010 geen concentraties van gewasbeschermingsmiddelen bevatten boven het niveau van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR).

Uit de evaluatie blijkt dat op ongeveer 50% van de bemeten locaties in oppervlaktewater concentraties boven het MTR zijn aangetroffen.

De belasting van het oppervlaktewater vanuit de zogeheten vollegrondsteelten ging met ongeveer 87% naar beneden. Dit is vooral het gevolg van het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij (LOTV) uit 2000, waarmee emissies van gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen worden beperkt, en het verbod op een aantal milieubelastende stoffen.

Bij de kasteelten was de afname 68%. In zowel de kasteelten als de vollegrondsteelten wordt het milieu vooral door een beperkt aantal stoffen belast. In de open teelten is verwaaiing van spuitvloeistof (drift) nog steeds de belangrijkste route voor deze stoffen; in de kasteelten zijn dit lozing van gietwater en drainage. Aanbevolen wordt in de vollegrondsteelten nog sterker in te zetten op driftreducerende maatregelen, of alternatieve stoffen te gebruiken voor de meest toxische stoffen.

Bereiding van drinkwater

Een ander doel was om het aantal problemen bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater, het aantal zogeheten knelpunten, met 95% terug te brengen. Het doel hiervan is dat de norm voor drinkwater op innamepunten vanaf 2015 niet wordt overschreden. Het gerapporteerde aantal knelpunten voor de drinkwaterwinning is beperkt afgenomen, iets meer dan 30%. Tegenwoordig worden echter veel meer stoffen gemeten dan vroeger. Na een correctie op deze verandering is het aantal drinkwaterknelpunten maximaal met 75% afgenomen (van circa 80 in 1998 naar 22 in 2010).

Trefwoorden:

NMI, milieuindicator, bestrijdingsmiddelenatlas, KaderRichtlijn Water, milieukwaliteitsnorm

Abstract

Evaluation of the plant protection policy of the Netherlands Environment

The Dutch government established a policy plan for sustainable agriculture for the period 2001-2010. This policy plan contains goals for the environmental impact of plant protection products on surface water. Concentrations of plant protection products should not exceed the Maximum Permissible Concentration in 2010 and the environmental impact for the year 2010 should be reduced by 95%, compared to the year 1998. Furthermore, the presence of plant protection products in surface water should not prevent abstraction of water for the production of drinking water by the year 2015. The operational goal for this is a reduction in the number of bottle-necks, i.e. exceedance of the 0.1 µg/l standard of a substance at an abstraction point in a year, with 95% as compared to 1998. This study, performed by RIVM, Alterra, Leiden University and the Netherlands Environmental Assessment Agency, evaluates whether the goals are met.

Environmental impact of plant protection products

Measurements of plant protection products in 2009 indicated that in approximately 50% of the locations concentrations of one or more substances in surface water above the Maximum Permissible Concentration occurred, indicating that the policy objective was not met. The potential impact of plant protection products used in open field crops diminished with approximately 87%, mainly caused by changes in the availability of substances due to authorisation decisions, reduction of drift to surface water and autonomous changes in amounts of used substances. The reduction of the potential impact of plant protection products used in covered crops lagged behind: a 68% reduction was achieved. In both open field crops and covered crops, a limited number of substances is responsible for the majority of the potential impact. For open fields crops, drift of plant protection products to surface water is still the major cause of potential impact and further reduction of the potential impact can be achieved by diminishing the drift. However, atmospheric deposition and drainage are becoming relatively more important when drift is reduced. For covered crops, discharge of deteriorated nutrient solution (substrate cultivation) and drainage (soil bound cultivation) are the most important routes.

Quality of surface water at abstraction points

The number of exceedances of the standard at drinking water abstraction points declined substantially over the period 1998-2010. However, it was not possible to statistically determine whether the operational policy goal is met, because of changes in the number of analyses and the substances taken into account. The number of substances causing bottle-necks diminished only slightly. It is quite uncertain whether the goal, no exceedance of the 0.1 µg/l standard, will be met in 2015.

Keywords:

environmental indicator, pesticides' atlas, Water Framework Directive, water quality standards

Voorwoord

Op verzoek van de ministeries van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie (EL&I) en Infrastructuur en Milieu (IenM), en afgestemd met de ministeries voor Sociale Zaken en Werkgelegenheid (SZW) en Volksgezondheid, Welzijn en Sport (VWS), is onder regie het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) de nota Duurzame gewasbescherming geëvalueerd. De nota beschrijft het gewasbeschermingsbeleid voor de periode 1998-2010. Het PBL heeft deze evalueeractie uitgevoerd in de periode 2010-2011 in samenwerking met Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO) - Wageningen University & Research centre (UR), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek (TNO) en CLM Onderzoek en Advies (CLM).

De genoemde instituten hebben de onderzoeksvragen, die ten behoeve van de evalueeractie door de ministeries van EL&I en IenM waren geformuleerd, per thema gedetailleerd beantwoord in de volgende rapporten:

- deelrapporten economie en naleving, onder verantwoordelijkheid van PPO en met medewerking van Landbouw Economisch Instituut (LEI) - Wageningen UR en de Nederlandse Voedsel en Waren Autoriteit (NVWA);
- deelrapport milieu, onder verantwoordelijkheid van het RIVM en met medewerking van Alterra - Wageningen UR, PBL en het Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML) van de Universiteit Leiden;
- deelrapport voedselveiligheid, onder verantwoordelijkheid van het RIVM en met medewerking van het RIKILT - Instituut voor Voedselveiligheid - Wageningen UR;
- deelrapport arbeidsveiligheid, onder verantwoordelijkheid van TNO;
- deelrapport kennisontwikkeling en -verspreiding, onder verantwoordelijkheid van CLM en met medewerking van PPO;
- deelrapport biologische bestrijders, onder verantwoordelijkheid van het CLM en met medewerking van de NVWA;
- deelrapport fytoosanitair beleid, onder verantwoordelijkheid van het CLM en met medewerking van de NVWA.

Op basis van deze acht rapporten heeft het PBL een synthesesrapport geschreven met de belangrijkste bevindingen uit de deelstudies.

Het PBL heeft een wetenschappelijke klankbordgroep ingesteld voor een wetenschappelijk oordeel over de deelstudies en de synthese. Deze wetenschappelijke klankbordgroep heeft positief geoordeeld over de gebruikte methoden en over de manier waarop de uitkomsten zijn geïnterpreteerd. De wetenschappelijke klankbordgroep stond onder voorzitterschap van dr. ir. J.E. van den Ende, algemeen directeur van de Plant Sciences Group van Wageningen UR.

Bij de uitvoering van de studies is gebruikgemaakt van vele suggesties van de wetenschappelijke klankbordgroep, de maatschappelijke klankbordgroep, de betrokken ministeries en de samenwerkende instellingen.

Het voorliggende rapport betreft de deelstudie milieu.

Inhoud

1	Conclusies en beleidssamenvatting	11
2	Beleidsdoelen en aanpak van de evaluatie	17
2.1	Beleidsdoelen	17
2.2	Terugblik tussentijdse evaluatie	18
2.3	Aanpak en leeswijzer	19
3	Gemeten milieubelasting door bestrijdingsmiddelen	21
3.1	Monitoringsgegevens	21
3.2	Gesommeerde normoverschrijding	24
3.3	Hoe vaak wordt het MTR nog overschreden?	30
3.4	Hoe schoon is Nederland wat betreft bestrijdingsmiddelen?	32
4	Berekende milieubelasting vanuit de land- en tuinbouw	33
4.1	Invoergegevens NMI 3	33
4.2	Rekenmethodiek	35
4.3	Resultaten	39
4.4	Verschillen tussen NMI 2 en NMI 3	52
4.5	Samenvatting en conclusies	56
5	Evaluatie van de doelstelling met BMA en NMI	59
5.1	Beantwoording van deelvragen EDG	59
5.2	Trends in oppervlaktewater met verschillende instrumenten	59
5.3	Stoffen die de grootste bijdrage aan de milieubelasting leveren	60
5.4	Toetsing aan KRW-normen	62
5.5	Conclusies	64
6	Berekende milieubelasting vanuit niet-landbouw	67
6.1	Overzicht niet-agrarische terreinen	67
6.2	Verbruik van gewasbeschermingsmiddelen op niet-agrarische terreinen	67
6.3	Milieubelasting door niet-landbouwkundige toepassingen	69
6.4	Conclusies niet-landbouwkundige toepassingen	71
7	Knelpunten in de drinkwatervoorziening	73
7.1	Brongegevens en toegepaste methodiek	73
7.2	Trend in het aantal knelpunten in de periode 1998-2010	77
7.3	Conclusies	84
8	Bijdragen van beleid	85
8.1	Toelatingsbeleid	85
8.2	Regulering grondontsmettingmiddelen	88
8.3	AmvBs	93
	Begrippen en afkortingen	97
	Literatuur	99

1 Conclusies en beleidssamenvatting

Beleidsdoelen

De hoofdlijnen van het gewasbeschermingsbeleid tot 2010 zijn vastgelegd in de nota Duurzame gewasbescherming. De nota stelt doelen op het gebied van milieu, economie, voedselveiligheid en arbeidsomstandigheden. Dit rapport evalueert de milieudoelstellingen.

In de nota is voor het onderdeel milieu het doel gesteld dat de kwaliteit van het oppervlaktewater tenminste dient te voldoen aan:

- op het gebied van de ecologische waterkwaliteit: het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR), concreet vertaald in een reductie in de milieubelasting in 2010 van 95% ten opzichte van 1998;
- op het gebied van drinkwaterkwaliteit: geen overschrijding van de norm op drinkwaterinnamepunten, concreet vertaald in een reductie van het aantal knelpunten in oppervlaktewater in 2010 ten opzichte van 1998 met 95%.

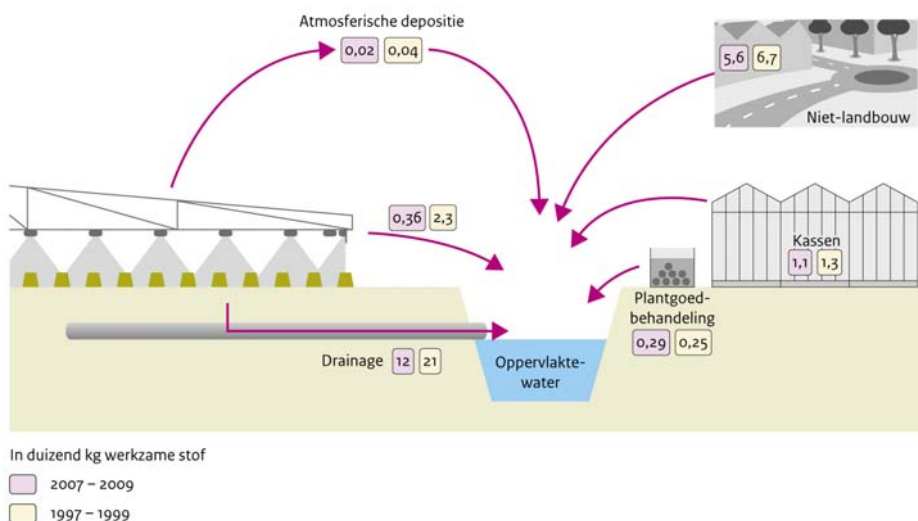
Veranderingen in verbruik en emissies

De afzet van gewasbeschermingsmiddelen is in de beschouwde periode (1998-2010) verminderd met 18% tot ongeveer 10 miljoen kg werkzame stof. In dezelfde periode nam het aantal betaalde hectares af met ongeveer 2% tot 1,84 miljoen ha, hetgeen betekent dat gemiddeld genomen het verbruik per hectare is afgenomen. De daling in verbruik per hectare deed zich voor in alle sectoren.

Berekeningen met de Nationale Milieu Indicator (NMI) laten zien dat de emissies naar lucht vanuit alle sectoren van de Nederlandse landbouw (bedekte en open teelten) zijn afgenomen met circa 31%. Voor oppervlaktewater en grondwater bedroeg de afname 47% (Figuur 1.1). De berekende vermindering van de emissie naar oppervlaktewater is voor 90% het gevolg van de vermindering van drainage en voor 7% het gevolg van vermindering van drift en atmosferische depositie. De emissie als gevolg van drift en atmosferische depositie is in de periode 1998-2010 gedaald met 60% (sector fruitteelt) tot 87% (sector groenteteelt vollegrond). De bijdrage van drift is in alle open teelten veel groter dan die van atmosferische depositie.

Over het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen buiten de landbouw is relatief weinig bekend. De berekende emissie als gevolg van deze toepassingen is met circa 16% afgenomen als gevolg van invoering van emissiereducerende technieken. Glyfosaat is verreweg de belangrijkste stof wat betreft het ingezette volume en de berekende en gemeten concentraties. Vanwege de relatief hoge MTR is de berekende milieubelasting laag, maar kunnen wel overschrijdingen van de drinkwaternorm optreden. Atrazin en diuron mogen niet meer worden toegepast op verhardingen.

Emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar oppervlaktewater



Figuur 1.1 Emissies (ton werkzame stof) van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland. Cijfers geven de hoeveelheden voor de eindperiode (2007-2009) en de referentieperiode (1997-1999).

Berekende reducties in milieubelasting voor het oppervlaktewater

De reductie in de milieubelasting (in dit rapport gedefinieerd als de berekende milieukwaliteit) van het oppervlaktewater als gevolg van alle emissies bedraagt voor de open teelten 87% (uiteenlopend van 48% voor de sector veeteelt tot 95% voor de sector akkerbouw) en gemiddeld 68% voor de bedekte teelten. De emissieroute die het meest bijdraagt aan de milieubelasting vanuit de open teelten is drift; atmosferische depositie en drainage dragen in veel mindere mate bij. Voor de drift en atmosferische depositie gezamenlijk werd voor de evaluatieperiode een reductie berekend van 89%. Voor de drainage werd daarentegen een toename met 72% berekend, waarbij in de sectoren akkerbouw en veehouderij de toenames het grootst waren. Het belangrijkste deel van de vermindering in de driftemissie en de milieubelasting daarvan werd gehaald door de invoering van het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij (LOTV), ongeveer 57% van de milieubelasting in 1997-1999. Deze vermindering was grotendeels al bij de tussenevaluatie bereikt. De geringe vermindering is daarna vooral het gevolg van inzet van andere stoffen. Ongeveer 25% van de milieubelasting bij de open teelten in de beginperiode werd veroorzaakt door stoffen die inmiddels van de markt zijn verdwenen. Ongeveer 3% reductie werd bereikt door inzet van minder belastende stoffen. Een beperkt aantal stoffen levert een grote bijdrage aan de berekende milieubelasting en de inzet van een specifieke stof kan het beeld voor een sector dan ook sterk bepalen.

De milieubelasting van het oppervlaktewater als gevolg van het gebruik van stoffen in openbaar groen is gering ten opzichte van de milieubelasting vanuit de landbouw. Ditzelfde geldt ook voor de afspoeling van verhardingen. Dit laatste is het gevolg van de relatief geringe toxiciteit van de belangrijkste stof: glyfosaat. In vergelijking met 1998 is de belasting met 8% gedaald. Tegenover het verdwijnen van diuron als belangrijke veroorzaker van de milieubelasting uit deze sector staat een verhoogde inzet van insecticiden en de introductie van een nieuw herbicide met een relatief lage norm voor oppervlaktewater.

Gemeten kwaliteit van het oppervlaktewater

Een manier om iets over de kwaliteit van het oppervlaktewater te zeggen op basis van gemeten concentraties is om te kijken naar normoverschrijdingen. In deze studie zijn drie normen gebruikt, namelijk het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) en de tot de KaderRichtlijn Water (KRW) behorende milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater: MKN-JG (jaargemiddelde concentratie) en MKN-MAC (maximaal aanvaardbare concentratie). De MKN-normen worden in combinatie met elkaar gebruikt en vervangen op den duur de MTR-normen. Beleidsmatig is normoverschrijding van gemeten stoffen niet gewenst. Wat normoverschrijding voor het ecosysteem betekent is niet eenvoudig af te leiden; de exacte implicaties hangen echter van vele factoren af, onder andere hoe lang de normoverschrijding duurt, hoe hoog de normoverschrijding is, welke organismen er direct aangetast worden en welke organismen indirect. Dit rapport gaat alleen over de mate van normoverschrijding. Bij de toelatingsbeoordeling wordt niet altijd getoetst op de algemene waterkwaliteitsnormen, waardoor regulier gebruik soms toch tot overschrijding kan leiden.

De metingen laten verbeteringen in de kwaliteit van het oppervlaktewater zien, maar niet op alle plaatsen. De berekende som van normoverschrijdingen op alle meetlocaties in Nederland lag op het eind ongeveer 70% lager dan in het begin, maar na 2003 zijn er slechts geringe veranderingen. Omdat zowel het aantal onderzochte stoffen als het aantal locaties in de loop van de tijd is toegenomen, duidt dit niet per definitie op een stagnatie in de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het relatieve oppervlak van Nederland waar geen overschrijdingen van het MTR worden gevonden neemt toe, waarbij vermeld moet worden dat de dekkingsgraad in 1997-1998 beduidend minder was. Er zijn echter ook plaatsen waar de gemeten kwaliteit achteruit gaat. Een belangrijke bijdrage aan de verbetering van de gemeten kwaliteit van het oppervlaktewater was het verbod van een aantal milieubelastende stoffen, zowel in Nederland als in de buurlanden.

Ook blijkt uit de metingen dat een beperkt aantal stoffen het merendeel van de belasting veroorzaakt. Een aantal stoffen blijkt nog steeds in het oppervlaktewater aangetroffen te worden, terwijl de berekende belasting nul is als gevolg van het niet meer op de (Nederlandse) markt zijn als gewasbeschermingsmiddel van de stoffen. Opgebruiken van restanten, aanvoer uit het buitenland, nalevering vanuit bodem en sediment, niet-landbouwkundige toepassingen en toepassingen als biocide of (veterinair) geneesmiddel kunnen dit gedeeltelijk verklaren. Daarnaast is ook illegaal gebruik geconstateerd, van zowel stoffen die in Nederland in het geheel niet zijn toegelaten als ook van stoffen die voor betreffende toepassingen niet zijn toegelaten.

Voor een aantal van de meest milieubelastende stoffen wijzen metingen en berekeningen in dezelfde richting: daling van de milieubelasting. De metingen wijzen er echter op dat de doelstelling 'geen overschrijdingen van MTR' nog niet is gehaald. De berekeningen geven hetzelfde aan voor de gewenste 95% reductie in de berekende milieubelasting. Zowel de bestrijdingsmiddelenatlas als de NMI wijzen globaal dezelfde gebieden aan waar problemen met de kwaliteit van het oppervlakte zijn: gebieden met veel bedekte teelten, de bollengebieden en gebieden met veel aardappelteelt. Zoals verwacht is de rangvolgorde voor de belangrijkste stoffen uit de metingen en de berekeningen niet gelijk. Een van de belangrijkste oorzaken hiervan is dat voor een aantal stoffen concentraties

worden berekend die onder de rapportagegrens van de betreffende stof liggen. Daarnaast zijn niet alle potentiële emissieroutes meegenomen, zoals bijvoorbeeld oppervlakkige afspoeling.

Berekende reducties in milieubelasting voor overige compartimenten

De berekende reductie in de milieubelasting van de bodem is circa 95%. Vervanging van stoffen levert hier de grootste bijdrage. Ongeveer 95% van de belasting in 1998 kwam van stoffen die inmiddels niet meer zijn toegelaten. Uitspoeling naar het diepere grondwater is gemiddeld met bijna 40% afgenomen.

De belasting van het bovengrondse terrestrische ecosysteem is in de evaluatieperiode afgenomen met circa 50%. Ook dit is veroorzaakt door het verdwijnen van de meest toxische stoffen van de markt. Overigens moet hierbij worden vermeld dat toxiciteitsgegevens voor een groot aantal stoffen ontbreken.

Bijdragen van verschillende beleidsinstrumenten

De overheid heeft een aantal beleidsinstrumenten ingezet om de milieubelasting van gewasbeschermingsmiddelen te verlagen. Van een aantal van deze instrumenten (de Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB) Geïntegreerde Gewasbescherming, Glastuinbouw en Milieu (GLAMI), masterplan Phytophthora, Milieu Investeringsaftrek (MIA) en willekeurige afschrijvingen milieuinvesteringen (VAMIL)) kan de bijdrage aan de reductie in milieubelasting niet kwantitatief worden vastgesteld, omdat benodigde gegevens ontbreken of niet in voldoende detail zijn vastgelegd en omdat ze niet onafhankelijk van elkaar werken. Deze instrumenten werken door in 1) (verminderde) intensiteit van het toepassen van stoffen en 2) verhoging van de implementatiegraad van drift- en andere emissiereducerende maatregelen. Bij de berekeningen van de milieubelastingen zijn de bijdragen van deze instrumenten wel impliciet meegenomen, omdat de weerslag ervan doorwerkt in de verbruiksvolumina en de implementatiegraad van emissiereducerende technieken. Anderzijds moet worden gesteld dat mede als gevolg van enkele regelingen sommige stoffen nog beschikbaar zijn, waar deze anders om milieuredenen niet langer zouden zijn toegelaten.

De invoering van LOTV in 2000 heeft een onmiskenbaar effect op de belasting van het oppervlaktewater als gevolg van drift. De daling van deze driftemissie vanuit de open teelten naar het oppervlaktewater door toedoen van dit instrument wordt geschat op ongeveer 84%. Als gevolg hiervan is ook de milieubelasting teruggedrongen. De teelt- en of spuitvrije zones hebben veel minder invloed op de tegelijkertijd optredende atmosferische depositie op oppervlaktewater, waardoor deze laatste route relatief belangrijker is geworden. Uit onderzoek blijkt dat de LOTV-voorschriften ten aanzien van teeltvrije zones goed worden nageleefd (> 90%). De naleving van voorschriften voor het gebruik van driftreducerende technieken, bijvoorbeeld het gebruik van driftreducerende doppen, bleek veel minder te zijn; soms maar ongeveer 50%.

De Regulering Grondontsmettingsmiddelen (RGO) heeft in de evaluatieperiode niet bijgedragen aan de vermindering van de milieubelasting. Ook de aanscherping van de Regulering, waarbij vanaf 2001 in plaats van één maal in de vier jaar nog maar één maal in de vijf jaar mag worden ontsmet met een nat grondontsmettingsmiddel, heeft niet bijgedragen. Er was aanvankelijk een daling in de belasting, maar die kan worden toegeschreven aan het vervallen van de toelating van de stof cis-1,3-dichloorpropeen en dus grotendeels worden

toegeschreven aan het toelatingsbeleid. Na 2005 neemt de belasting door natte grondontsmettingsmiddelen weer toe als gevolg van een verschuiving van de toepassing naar tuinbouwgewassen, waarvoor hogere doseringen worden gebruikt. Het vervangen van de vergunningsplicht voor grondontsmetting door een meldingsplicht bij het ingaan van de Wet Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden in 2007 heeft geen zichtbaar negatief effect.

Knelpunten in de drinkwatervoorziening

De nota Duurzame gewasbescherming geeft 95% reductie als doelstelling voor de vermindering van het aantal knelpunten in oppervlaktewater ten behoeve van de drinkwatervoorziening. Het beleid spreekt van een knelpunt als een stof de drinkwaternorm op enig moment in het jaar op een innamepunt overschrijdt. Gedurende de toetsperiode is het aantal gerapporteerde knelpunten beperkt afgenomen (ongeveer 20% op basis van tellen). Het is echter waarschijnlijk dat het aantal knelpunten in het begin van de evaluatieperiode onderschat is. Dit komt door verandering van meetstrategie: tegenwoordig worden veel meer stoffen gemeten dan vroeger. Via een statistische methode is voor de verandering in de meetstrategie gecorrigeerd. Na het doorvoeren van deze correctie is het aantal drinkwaterknelpunten waarschijnlijk met 75% afgenomen van circa 80 in 1998 naar 22 in 2010. Het doel om het aantal drinkwaterknelpunten met 95% te verminderen is dus niet gehaald. Het is twijfelachtig of de doelstelling van geen knelpunten in 2015 zonder aanvullende maatregelen wordt gehaald.

Het aantal gerapporteerde overschrijdingen van de norm per jaar is met ongeveer 85% gedaald, maar dit getal is beïnvloed door veel gerichte metingen naar bekende knelpuntstoffen in het begin van de periode. De maxima van de gemeten concentraties gaan in het algemeen ook omlaag. Atrazin, simazin en diuron droegen in het begin van de periode aanzienlijk bij aan de normoverschrijdingen en de knelpunten. Door het verbod op deze stoffen in zowel Nederland als de buurlanden zijn de aantallen overschrijdingen en knelpunten door deze stoffen tot vrijwel nul gereduceerd (atrazin werd in 2010 nog eenmaal normoverschrijdend aangetroffen, maar de paar jaar daarvoor niet). Het aantal stoffen dat de norm overschrijdt varieert nauwelijks en is ongeveer dertien. Er komen soms echter wel andere stoffen naar voren.

Een belangrijk deel van de knelpunten wordt veroorzaakt door de werkzame stof glyfosaat. Uit onderzoek is gebleken dat de vermoedelijke oorzaak hiervan toepassingen buiten de landbouw zijn (verdelgen van onkruid op verhardingen en bedrijfsterreinen). De stof wordt ook op de grensovergangen bij Eijsden en Lobith aangetroffen.

Relatie met de KRW

De KRW vraagt in 2015 om een goede chemische en ecologische toestand van het oppervlaktewater. Voor stoffen zijn twee typen normen opgesteld waaraan oppervlaktewater moet voldaan: een norm waaraan het water gemiddeld over het jaar moet voldoen (jaargemiddelde milieukwaliteitseis, MKN-JG) en een norm waaraan het water op elk moment moet voldoen (maximale milieukwaliteitseis, MKN-MAC); over een jaar genomen moet aan beide normen worden voldaan. De MKN-JG kent een afleidingswijze die vergelijkbaar is met MTR, maar op onderdelen iets gewijzigd. Voor de circa 50 stoffen waarvoor de MKN-JG beschikbaar is, is de mediane MKN-JG 1,2 keer zo hoog als het MTR. Voor individuele stoffen loopt de verhouding uiteen van 0,003 tot 150, waarbij

de verschillen vooral worden veroorzaakt door de beschikbaarheid van onderliggende gegevens op het moment van afleiden.

Bij het uitvoeren van deze studie waren voor 42 stoffen in de database van de NMI de MKN-JG- en MKN-MAC-waarden bekend. Deze 42 stoffen gaven samen bijna 60% van de berekende belasting van het oppervlaktewater in de referentieperiode, met MTR als norm. Voor deze stoffen was de berekende reductie op basis van MTR 73%. Op basis van MKN-JG was de reductie 81%. De absolute waarde op basis van MKN-JG is ongeveer een factor 10 hoger. Dit wordt vooral bepaald door deltamethrin. Deze stof bepaald meer dan 90% van het totaal. De MKN-JG voor deltamethrin is een factor 130 lager dan het MTR.

Perspectief

Zoals hierboven geconstateerd is de doelstelling van 95% in de milieubelasting van het oppervlaktewater niet gehaald. Drift is nog steeds de belangrijkste route die bijdraagt aan de milieubelasting. Uit implementatiegraden van verschillende driftreducerende technieken blijkt dat verdere terugdringing van drift nog mogelijk is, bijvoorbeeld door meer gebruik te maken van doppen uit een hogere driftreducerende klasse of het aanhouden van bredere teeltvrije zones. Doppen uit de hogere reductieklassen worden nog maar beperkt ingezet. Ook toepassingstechnieken met een verlaagde dosering, onder andere precisiespraytechnieken, kunnen bijdragen aan een lagere belasting van het oppervlaktewater. Drift draagt echter relatief steeds minder bij aan reductie van de milieubelasting van het oppervlaktewater. Om verder te reduceren zal ook ingezet moeten worden op terugdringen van andere bronnen/routes van milieubelasting van gewasbeschermingsmiddelen, zoals drainage, oppervlakkige afspoeling en puntbronnen, waaronder spui bij de bedekte teelten.

2 Beleidsdoelen en aanpak van de evaluatie

2.1 Beleidsdoelen

De hoofdlijnen van het gewasbeschermingsbeleid tot 2010 zijn vastgelegd in de nota Duurzame gewasbescherming (LNV 2004). De nota stelt doelen op het gebied van milieu, economie, voedselveiligheid en arbeidsomstandigheden. Dit deelproject betreft alleen het milieu.

In de nota is voor het onderdeel milieu het doel opgenomen dat concentraties in het oppervlaktewater het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) niet overschrijden en dat er geen knelpunten meer zijn voor de drinkwaterproductie uit oppervlaktewater per 2015 (een gewasbeschermingsmiddel leidt tot een drinkwaterknelpunt als de concentratie van de werkzame stof (of van een relevant omzettingsproduct) op een innamepunt op enig moment in een jaar, na eenvoudige zuivering, de norm uit het Waterleidingbesluit van 0,1 µg/l overschrijdt). Voor de planperiode zijn concrete operationele doelen geformuleerd:

- op het gebied van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater: een reductie in de milieubelasting van 95% ten opzichte van 1998, te bereiken in 2010, met een tussendoelstelling van 75% te bereiken in 2005;
- op het gebied van de kwaliteit van het water bij innamepunten voor drinkwater: een reductie van het aantal knelpunten in oppervlaktewater ten opzichte van 1998 met 50% en 95% in respectievelijk 2005 en 2010.

In dit rapport wordt het begrip milieubelasting in de bijzonder betekenis van 'berekende ecologische waterkwaliteit' gebruikt en dus niet in de meer gebruikelijke betekenis van 'emissie van stoffen naar het milieu'. Dit is gedaan om aan te sluiten bij de nota Duurzame gewasbescherming, waar dit begrip staat voor de effecten van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de land- en tuinbouw op de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. In de nadere omschrijving van het te bereiken doel is aangegeven dat de realisatie wordt berekend met de NMI, zo mogelijk via berekening van normoverschrijdingen (distance to target). De beoogde reductiepercentages voor de milieubelasting zijn gebaseerd op een studie van LEI en het RIVM (Buurma et al. 2000), waarin de belasting van het oppervlaktewater werd berekend voor een aantal belangrijke gewassen in Nederland. De berekeningswijze was analoog aan de methoden die in de NMI 2 werden gebruikt. In de toen beschikbare instrumenten werd alleen rekening gehouden met de belasting via drift en enkele puntbronnen. Concreet betekent dit dat bij het opstellen van het operationele doel geen rekening gehouden is met milieubelasting via de route drainage.

In de nota is een tussentijdse evaluatie voorzien in 2006 en een evaluevaluatie in 2010. In de nota worden de doelstellingen gegeven voor het oppervlaktewater. In dit rapport wordt behalve aan het compartiment oppervlaktewater ook aandacht gegeven aan de compartimenten bodem, grondwater en lucht en wordt ook ingegaan op de potentiële effecten van gewasbeschermingsmiddelen op het terrestrisch ecosysteem, op het grondwater en op de bodem. Dit rapport geeft dan ook de resultaten en conclusies van de evaluatie voor het onderdeel milieu in een bredere zin dan aangegeven in de nota.

De aanwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen in het grond- en oppervlaktewater als gevolg van het gebruik van deze stoffen binnen en buiten de landbouw zorgt jaarlijks voor een flinke kostenpost bij de Nederlandse waterbedrijven; de gemiddelde jaarlijkse kosten bedroegen in de periode 2001-2003 ongeveer 30 miljoen euro (Puijker et al. 2004). Het overheidsstreven is om deze problematiek gefaseerd aan te pakken om het doel, geen knelpunten die hun oorzaak in Nederland vinden, te bereiken.

In aanvulling op de operationele doelen heeft de Kaderrichtlijn Water (KRW) als resultaatsverplichting dat de goede toestand voor oppervlaktewater en ook drinkwater in 2015 moet zijn bereikt. Dit houdt in dat er dan geen knelpunten meer mogen optreden en inname van oppervlaktewater niet meer hoeft te worden stopgezet vanwege de aanwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen in normoverschrijdende concentraties.

2.2 Terugblik tussentijdse evaluatie

Bij de tussentijdse evaluatie (Van der Linden et al. 2006) werd vastgesteld dat de afzet van gewasbeschermingsmiddelen in de periode 1998-2005 was afgenomen met 13% tot ongeveer 11 miljoen kg werkzame stof en dat dit gepaard ging met een afname in de gemiddelde dosering per ha. Een afname in de gemiddelde dosering is echter geen doelstelling van het beleid, omdat zo'n afname niet noodzakelijkerwijs gepaard gaat met een afname in de milieubelasting.

De met de NMI 2 berekende belasting van het oppervlaktewater was in 2005 gereduceerd met 86% ten opzichte van 1998. In deze berekening werden driftbelasting en enkele puntbronnen meegenomen, terwijl de bijdrage van drainage nog niet kon worden gekwantificeerd. Het vervallen van een aantal stoffen en de invoering van het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij leverden de belangrijkste bijdragen aan de verminderde berekende milieubelasting van het oppervlaktewater.

De berekende milieubelasting van het oppervlaktewater als gevolg van het gebruik van stoffen op (half)verhardingen was relatief laag ten opzichte van die uit de landbouw en ook sterk afgenomen. De belangrijkste oorzaak hier was het intrekken van toelatingen van enkele milieubelastende stoffen voor deze toepassingen.

Ook metingen in oppervlaktewater lieten verbeteringen in de kwaliteit zien, maar niet op alle plaatsen. Het relatieve oppervlak van Nederland waar geen overschrijdingen van het MTR werden gevonden was toegenomen. Een aantal stoffen bleek nog steeds in het oppervlaktewater voor te komen, ondanks het niet meer op de markt zijn van de stoffen. Opgebruiken van restanten, aanvoer uit het buitenland, niet-landbouwkundige toepassingen en toepassingen als biocide of (veterinair) geneesmiddel kunnen dit gedeeltelijk verklaren. Nalevering vanuit de bodem zou ook een mogelijke verklaring kunnen zijn.

Resultaten van de NMI 2 en de bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) wezen in dezelfde richting, verlaging van de milieubelasting, maar niet in dezelfde mate. Geconstateerd werd dat beide instrumenten elkaar aanvullen en noodzakelijk zijn om een evaluatie uit te voeren. De grootste bijdragen aan de reductie in de milieubelasting van het oppervlaktewater werden geleverd door het

toelatingsbeleid (geen verlenging van de toelating van een aantal stoffen) en de verplichte invoering van driftreducerende maatregelen zoals opgenomen in het LOTV.

De vermindering van het aantal knelpunten bij de drinkwatervoorziening uit oppervlaktewater was onvoldoende om het gestelde tussendoel te halen. Wél werd geconstateerd dat het aantal overschrijdingen van de norm in individuele monsters op innamepunten met ongeveer 70% was gedaald.

Hoewel een verbetering in de kwaliteit van het oppervlaktewater werd geconstateerd, werd betwijfeld of de operationele doelstellingen voor 2010 wel zouden worden gehaald. De twijfel werd vooral ontleend aan de trends in de milieubelasting van het oppervlaktewater na de invoering van het LOTV. Wel werd geconstateerd dat er perspectief is voor een verdere daling van de milieubelasting als werkwijzen van pilot-praktijkprojecten breed worden doorgevoerd in de dagelijkse gewasbeschermingspraktijk. Winst kan worden behaald door gericht inzetten (inzet op het juiste moment) en keuze van minder belastende middelen.

2.3 Aanpak en leeswijzer

De milieubelasting van gewasbeschermingsmiddelen is bepaald op basis van metingen en modellen. De huidige kwaliteit van het oppervlaktewater is gebaseerd op metingen uit de BMA (zie hoofdstuk 3). De trend van de milieubelasting is gebaseerd op modelberekeningen met de NMI (zie hoofdstuk 4). Dit instrument is ook gebruikt om te bepalen wat de bijdrage was aan de milieubelasting van de verschillen sectoren. De instrumenten hebben met elkaar gemeen dat ze uitgaan van dezelfde normen voor het oppervlaktewater. Hoofdstuk 5 geeft een synthese van de metingen en de modeluitkomsten gezamenlijk. Hoofdstuk 4 geeft naast de berekende milieubelasting voor het oppervlaktewater ook de berekende milieubelasting van de compartimenten grondwater, bodem en het bovengronds terrestrisch ecosysteem.

Hoofdstuk 6 gaat specifiek in op de belasting van het oppervlaktewater vanuit niet-landbouwkundig Nederlands gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Vanuit geschatte hoeveelheden stoffen die buiten de landbouw worden ingezet, wordt de milieubelasting berekend met een berekeningswijze die analoog is aan de methodiek in de NMI.

Hoofdstuk 7 evalueert de tweede doelstelling van de nota Duurzame gewasbescherming: de reductie van het aantal knelpunten op innamepunten voor de drinkwatervoorziening. Deze analyse maakt gebruik van gemeten concentraties van stoffen op de innamepunten. Hoofdstuk 8 gaat na wat de bijdragen zijn geweest van verschillende beleidsinstrumenten en bekijkt of de operationele doelstellingen van de nota zijn gerealiseerd.

De berekeningen en analyses hebben meer resultaten opgeleverd dan in dit rapport zijn opgenomen. Een aantal aanvullende resultaten wordt gegeven in Van der Linden et al. (2012), een bijlagenrapport. Dat rapport geeft ook detailinformatie over stofgegevens, onder andere MTR-waarden, welke een grote invloed hebben op de berekeningsresultaten. Op diverse plaatsen in dit rapport wordt naar dit bijlagenrapport verwezen.

3 Gemeten milieubelasting door bestrijdingsmiddelen

3.1 Monitoringsgegevens

Dit hoofdstuk behandelt de meetgegevens van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater. Inzicht wordt gegeven in de hoeveelheid metingen en aantallen bestrijdingsmiddelen die gemeten zijn in de periode tussen 1997 en 2009. De milieubelasting is berekend aan de hand van een milieukwaliteitsmaat genaamd geSommeerde NormOverschrijding (SNO). Verder is het aantal normoverschrijdingen weergegeven en wordt aandacht besteed aan het aantal meetlocaties waar geen normoverschrijding is aangetroffen. In hoofdstuk 5 wordt op stofniveau op de metingen ingegaan.

De meetgegevens zijn afkomstig van monitoringsprogramma's van verschillende waterbeherende instanties. Die gegevens worden verzameld door de Waterdienst en opgenomen in de bestrijdingsmiddelenatlas¹ (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl). In deze atlas worden deze metingen in bewerkte vorm getoond. Detailinformatie over individuele gemeten werkzame stoffen en/of metaboliëten daarvan kan hier worden gevonden.

Enkele begrippen

Meetlocatie of meetpunt

De plaats waar oppervlaktewater wordt bemonsterd ter vaststelling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen.

Meting (ook wel 'gemeten')

Analyse van een monster oppervlaktewater op het al dan niet aanwezig zijn van een bepaalde stof.

Detectielimiet (LOD)

Ondergrens van aantoonbaarheid van een stof in een monster. Vanwege onzekerheid in het gehalte wordt in het algemeen niet met deze waarden gerekend.

Kwantificeringslimiet (LOQ)

Ondergrens van kwantitatieve aantoonbaarheid.

Rapportagegrens (LOR)

Ondergrens van het gehalte van een stof in een rapportage waarbij geldt dat de LOR niet lager is dan de LOQ.

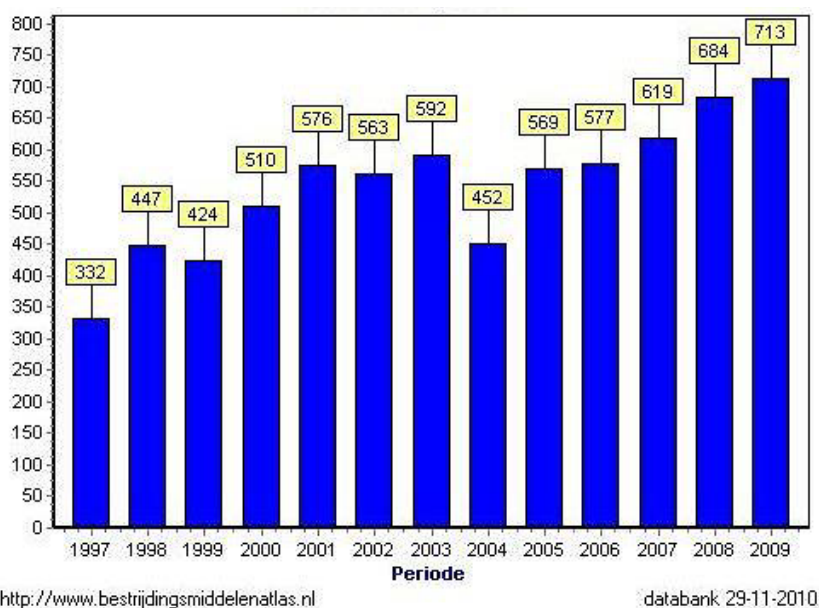
Aangetoond

Het gemeten gehalte van een stof in het monster is tenminste gelijk aan LOR.

¹ De term bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) wordt in deze rapportage gebruikt in brede zin, inclusief bewerkingen op meetgegevens.

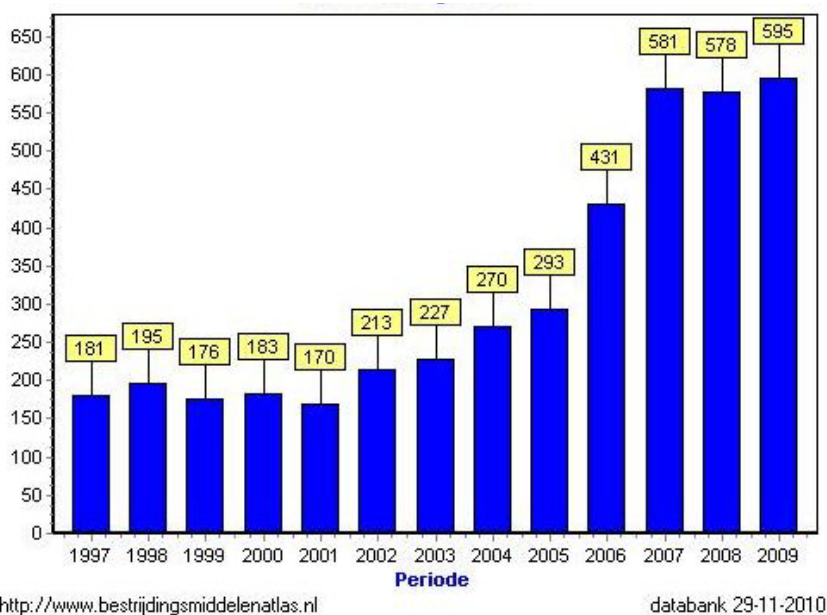
Het aantal metingen aan bestrijdingsmiddelen dat per jaar wordt opgenomen in de bestrijdingsmiddelenatlas, is meer dan 100.000 en betreft een groot aantal stoffen. In dit hoofdstuk is ervoor gekozen om de metingen per jaar te weer te geven, zodat de kwaliteit van het water inzichtelijk kan worden gepresenteerd door de jaren heen. Speciale aandacht wordt gegeven aan de jaren 1998 en 2004, omdat dit de jaren zijn waarop de modelberekeningen met de NMI 3 zijn uitgevoerd. Daarnaast is het jaar 2009 gekozen, omdat dit de laatste stand van zaken is die gerapporteerd is voor de oplevering van dit rapport. Dit laatste jaar aan metingen van 2009 kan worden vergeleken met de uitkomsten van NMI 3 over de periode 2008-2010.

Figuur 3.1 en Figuur 3.2 geven het aantal meetlocaties en het aantal gemeten stoffen die in de database van de bestrijdingsmiddelenatlas zijn opgenomen. Het aantal meetlocaties neemt in de loop van de evaluatieperiode toe, maar een kanttekening daarbij is wel dat er veel verloop is in de locaties (zie ook Figuur 3.6). Ook het aantal meetgegevens neemt toe in de tijd; de data-aanlevering in de beginperiode liet echter nog te wensen over, waardoor in de BMA voor die periode minder metingen zijn opgenomen dan in werkelijkheid zijn uitgevoerd.



Figuur 3.1 Aantal meetpunten door de jaren heen.

Het aantal meetlocaties kent een verdubbeling tussen 1997 en 2009. In 2009 zijn er 595 stoffen gemeten, waarvan 146 werkzame stoffen met een toelating in Nederland op dat moment. Er waren in het jaar ook nog 25 andere stoffen, niet meegeteld: anorganische stoffen, micro-organismen en virussen toegelaten als werkzame stof in gewasbeschermingsmiddelen, die niet in de monitoring van het jaar 2009 zijn opgenomen. Het aantal werkzame stoffen in de monitoring die wel een toelating hebben gehad, maar niet meer in 2009 toegelaten zijn, is 353. Resterende stoffen die gemeten zijn kunnen worden beschreven als metabolieten; 7 stoffen zijn geclassificeerd als stof waarvoor niet kan worden aangegeven dat gewasbescherming een belangrijke bron is, maar waarvoor dit ook niet is uitgesloten.



Figuur 3.2 Aantal gemeten werkzame stoffen en metabolieten door de jaren heen.

Het aantal metingen binnen de monitoringsprogramma's is sterk toegenomen. Tussen de jaren 1997 en 2004 werden er tussen de 170 en 270 stoffen gemeten. Na 2005 is dit aantal toegenomen tot bijna 600 verschillende stoffen die gemeten worden. Dat het aantal gemeten stoffen is toegenomen is toe te schrijven aan:

- 1 de bredere meetpakketten die worden aangeboden door de commerciële analyse-laboratoria;
- 2 het introduceren van het slimme meten;
- 3 het in werking treden van de Kaderrichtlijn Water, het nationale waterplan en de nationale lijst aan stoffen.

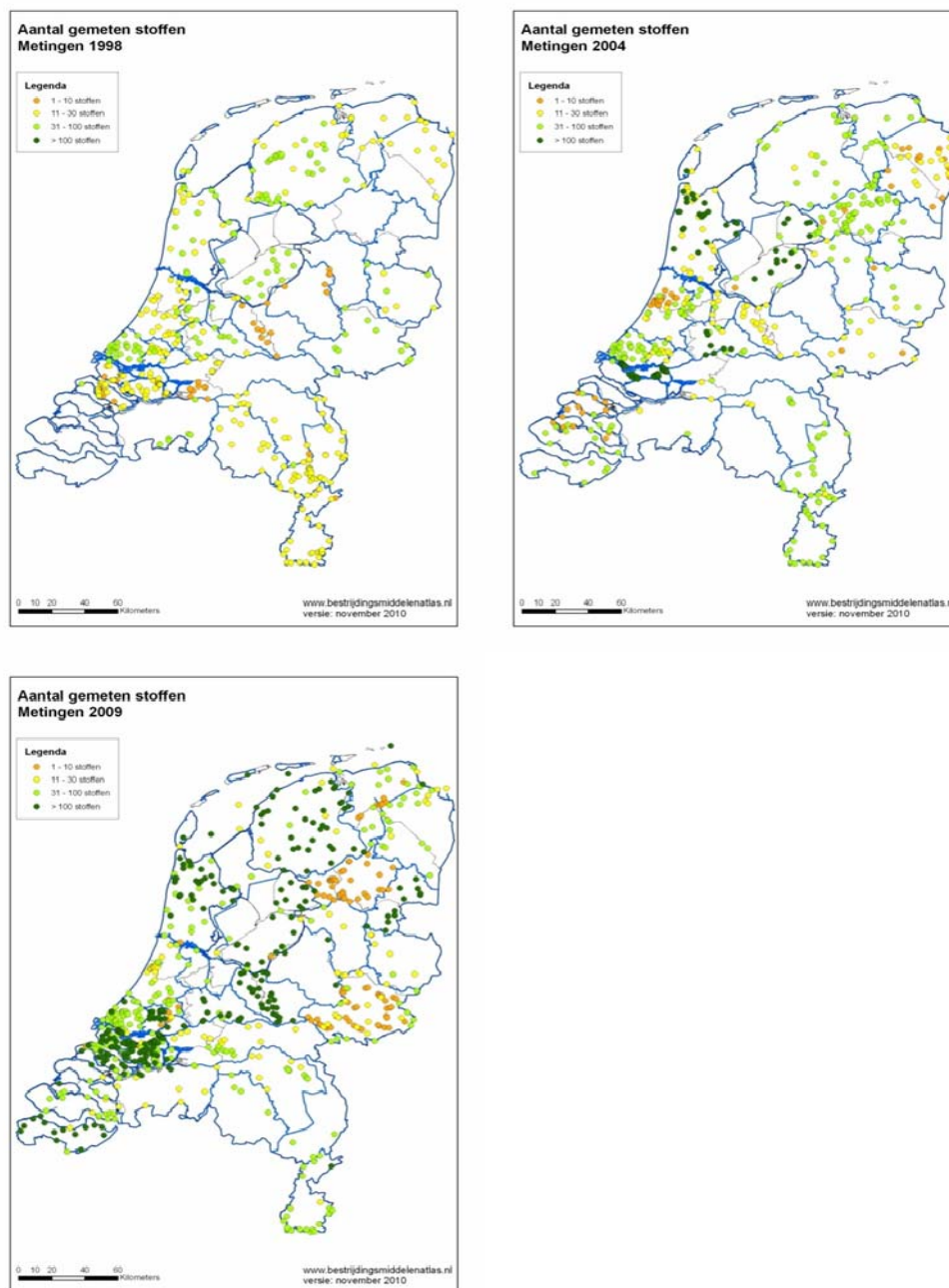
Als voorbeeld van de tweede reden kan worden gegeven dat in Zeeuws-Vlaanderen de laatste jaren ook wordt ingezet op het meten van stoffen die in België zijn toegelaten.

Het aantal meetlocaties bedraagt ongeveer 450 in 1998 en 2004 en 700 in 2010 (zie Figuur 3.1). Een ruimtelijk overzicht van de aantallen gemeten stoffen voor deze drie jaren is te vinden in Figuur 3.3.

Door het grotere aantal meetpunten in 2009 is de ruimtelijke dekking in dit jaar beter dan in de jaren 1998 en 2004. In 2009 werden in een aantal gebieden veel stoffen gemeten (meer dan 100 per meetlocatie), namelijk in het Westland, in het noorden van Noord-Holland waar de bollenteelten zijn, in de Gelderse Vallei, in grote delen van Friesland en in het oosten van Drenthe. In 2004 werden op de meeste meetlocaties tussen de 31 en 100 stoffen gemeten. In 1998 was het meer gebruikelijk om meetpakketten te hebben die varieerden van 11-30 of van 31-100 stoffen per meetlocatie.

In alle jaren zijn er weinig metingen uitgevoerd op de Veluwe. Dit komt omdat er in die regio nauwelijks tot geen oppervlaktewater aanwezig is. Daarmee is de regio dus ook minder relevant voor waterkwaliteitsbepalingen. Voor alle jaren

geldt dat in Noord-Brabant, het noorden van Limburg en de Betuwe, waar veel middelen worden gebruikt en veel water is, het aantal meetlocaties relatief beperkt is.



Figuur 3.3 Aantallen gemeten stoffen in 1998, 2004 en 2009. De provinciegrenzen zijn aangegeven in zwart. De grenzen van de hoogheemraadschappen en waterschappen in blauw.

3.2 Gesommeerde normoverschrijding

De belasting van het oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen willen we uitdrukken in een maat, waarin alle stoffen die gezamenlijk op een locatie

voorkomen worden gecombineerd. De gesommeerde normoverschrijding (SNO) is zo'n milieukwaliteitsmaat. Hieruit kan worden afgeleid in welke mate de gemeten waterkwaliteit afwijkt van de doelstelling. De onderbouwing van de keuze voor deze maat is gegeven in Van der Linden et al. (2012). In de doelstelling van de nota wordt gerefereerd aan twee risiconiveaus: het maximaal toelaatbaar risico (MTR) en het verwaarloosbaar risico (VR; VR = MTR / 100). Toetsing aan het MTR is conform het concrete beleidsdoel van de nota: geen overschrijdingen van het MTR in 2010. Het VR is een streefwaarde voor de langere termijn en werd in de tussentijdse evaluatie in 2006 gebruikt. De gesommeerde normoverschrijding wordt dan als volgt berekend:

$$SNO_{VR} = \sum_{x=1}^n \left[\frac{conc_x - VR_x}{VR_x} \right] \quad (3.1)$$

conc_x concentratie van stof x | conc_x ≥ LOR_x en VR_x ≥ LOR_x
 n aantal stoffen | n ≥ 10
 LOR rapportagegrens

De SNO wordt per monster (een meetlocatie op een meetdag) berekend. Gesommeerd wordt over alle werkzame stoffen en metabolieten waar meetgegevens voor beschikbaar zijn. Als in een monster minder dan tien stoffen zijn gemeten, dan worden deze gegevens niet in de analyse meegenomen. Deze grens van tien stoffen is gekozen om op een praktische manier onderscheid te maken tussen reguliere metingen en (stofgerichte) projectmetingen. De projectmetingen zijn bijzondere metingen, veelal gericht op enkele stoffen om een oorzaak van verontreiniging op te sporen.

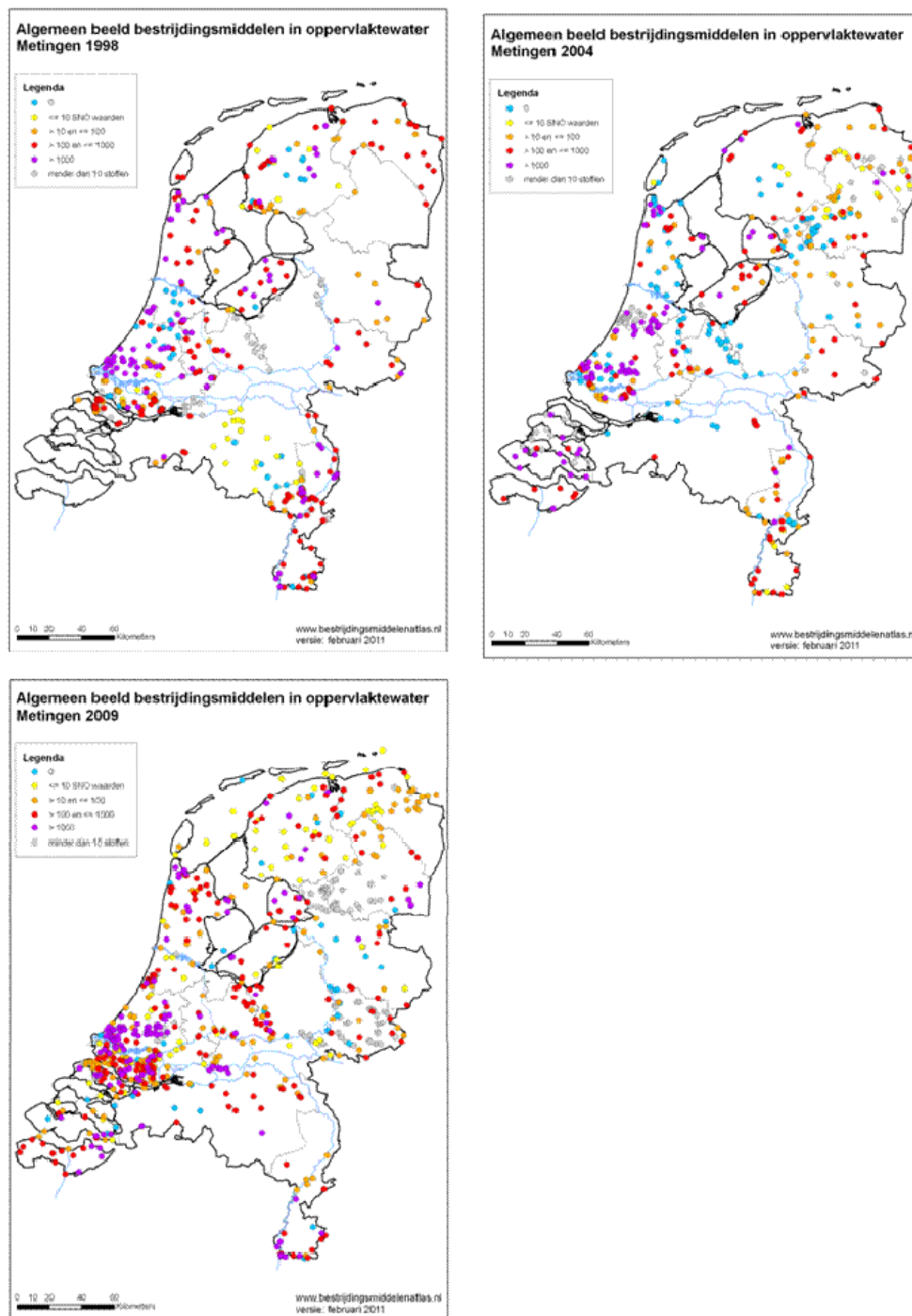
Indien de concentratie voor een bepaalde stof lager is dan de normwaarde, dan wordt de bijdrage van deze stof aan de indicator gelijkgesteld aan 0. Meetwaarden die lager zijn dan de rapportagegrens, hebben voor de berekening van de SNO de waarde '0' gekregen. De werkelijke concentratie kan echter boven de normwaarde hebben gelegen. Deze procedure leidt ertoe dat metingen die zijn gerapporteerd als <LOR terwijl de feitelijke gehalten liggen tussen de norm en deze grens, ten onrechte zorgen voor een onderschatting van de SNO-waarde. De resultaten van de SNO-berekeningen zijn als een ruimtelijke presentatie weergegeven in Figuur 3.4 voor 1998, 2004 en 2009.

De verdeling van verschillende klassen van SNO-waarden is op het oog door de jaren heen vrij gelijk gebleven. Gebieden met hoge SNO-waarden (paars, rood) in meerdere jaren zijn te vinden in Zuid-Holland (met name in het Westland en in de polders), het noorden van Noord-Holland (bollengebieden), het zuid-oostelijke puntje van Drenthe, de Noordoostpolder en Zeeuws-Vlaanderen. Opmerkelijke veranderingen voor regio's zijn ook uit de kaarten af te lezen; bijvoorbeeld een verschuiving naar hogere SNO-waarden voor delen van Noord-Brabant en een verschuiving van 'niet vastgesteld' (1998) via 'laag' (2004) naar 'hoog' voor de Gelderse Vallei. Voor de Gelderse Vallei kan deze verandering tussen 1998 en 2009 worden toegeschreven aan het feit dat er in 1998 minder dan tien stoffen waren gemeten en in 2009 rond de honderd stoffen. Voor de regio in Noord-Brabant is het aantal stoffen dat gemeten is tussen 1998 en 2009 slechts beperkt toegenomen.

De gesommeerde milieubelasting berekening is eveneens uitgevoerd met het MTR in plaats van VR als toetswaarde (zie ook Van der Linden et al. 2012):

$$SNO_{MTR} = \sum_{x=1}^n \left[\frac{conc_x - MTR_x}{MTR_x} \right] \quad (3.2)$$

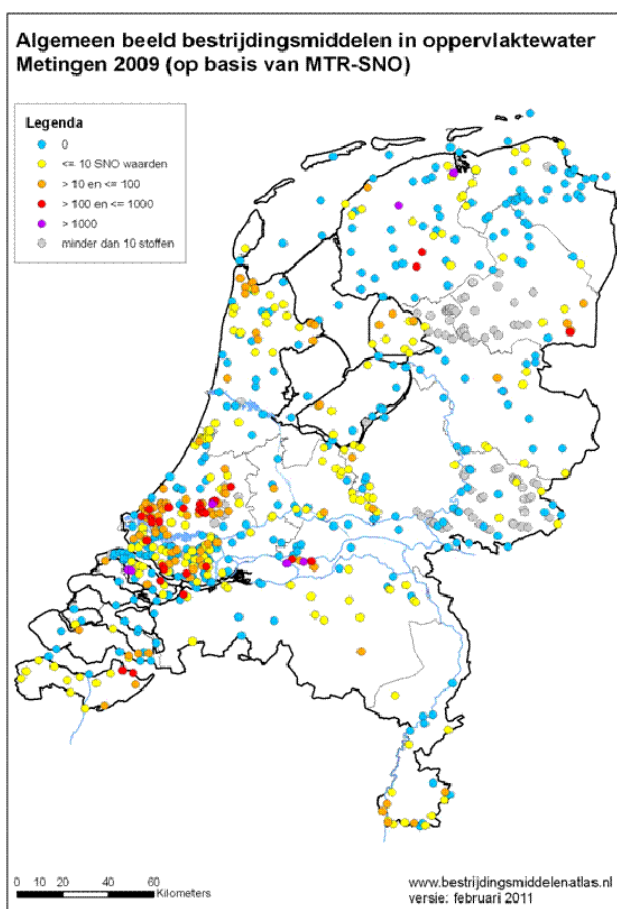
$conc_x$ concentratie van stof x | $conc_x \geq LOR_x$ en $MTR_x \geq LOR_x$ (zie ook vergelijking 3.1)



Figuur 3.4 Berekende SNO_{VR} -waarden op basis van metingen voor de jaren 1998, 2004 en 2009. Bij de berekeningen zijn monsters met minder dan tien stoffen uitgesloten.

De resultaten van de berekeningen op basis van MTR zijn gegeven in Figuur 3.5. Over het algemeen kan worden gezegd dat de meeste meetpunten qua milieubelasting, bij gelijkblijvende klassengrenzen, twee klassen omlaag verschuiven ten opzichte van toetsing aan het verwaarloosbaar risico en

daarmee dus in een lagere SNO-klasse komen. Het $VR = 1/100 * MTR$; derhalve is te verwachten dat de SNO op basis van het MTR ten minste een factor 100 (twee klassen) lager is; concentraties tussen VR en MTR tellen bij de SNO_{VR} wel mee, bij de SNO_{MTR} niet. Het aantal locaties waarvoor op deze manier een milieubelasting van nul wordt berekend is aanzienlijk toegenomen. Dit betreft locaties waar concentraties tussen VR en MTR worden gemeten, maar geen concentraties boven MTR.



Figuur 3.5 SNO_{MTR} op basis van metingen in 2009. Bij minder dan tien stoffen is een monster niet in de berekeningen meegenomen.

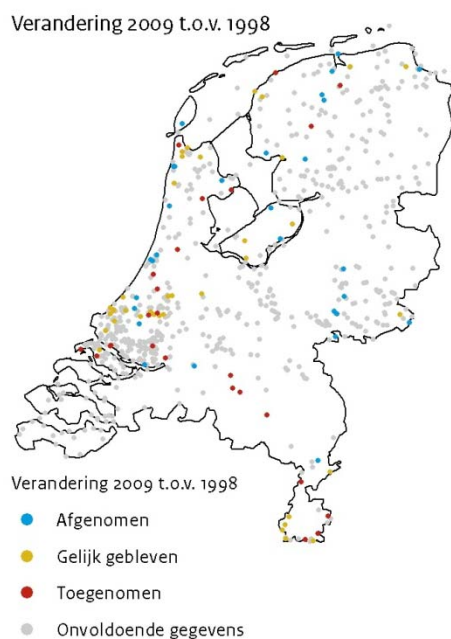
De SNO_{VR} -berekeningen zijn ook voor tussenliggende meetjaren uitgevoerd. Hieruit is geen trend te berekenen, omdat het aantal stoffen en het aantal meetpunten niet constant is en er ook wisselingen zijn in de bemeaten locaties en in de analysepakketten. De som van de SNO-waarden is tot 2003 gedaald en daarna vrij stabiel gebleven.

De milieubelasting in de eerste jaren is berekend op gemiddeld 25 tot 30 stoffen per meetlocatie. In de laatste jaren is dat gebaseerd op iets meer dan 80 tot 90 stoffen. Als dit wordt gecombineerd met het resultaat van de milieubelasting in kaart (Figuur 3.5) kan worden gesteld dat ook als er aanzienlijk meer stoffen worden gemeten, dit niet automatisch leidt tot een verhoging van de SNO-waarde. Verder moet worden opgemerkt dat stoffen die niet boven de rapportagegrens worden gemeten, ook niet bijdragen aan de SNO-waarde (immers op nul gezet in Figuur 3.5), maar wel meetellen in het aantal stoffen.

Ruimtelijke verdeling

Zoals te zien in Figuur 3.3 zijn de meetpunten waar bestrijdingsmiddelen worden gemeten niet evenwichtig verdeeld over de Nederlandse oppervlaktewateren. Mede daardoor mag het gemiddelde van de gemeten concentraties van een stof niet worden geïnterpreteerd als de gemiddelde concentratie van die stof in 'het' oppervlaktewater van Nederland en daardoor kan dan ook geen trend worden berekend. Heuvelink et al. (2011) hebben voor een tweetal stoffen waarvoor relatief veel meetgegevens beschikbaar zijn, metribuzin en carbendazim, geprobeerd een beter beeld van het verloop in concentraties in de ruimte en over de tijd te genereren op basis van correlaties van meetresultaten met eigenschappen van locaties en perioden. Voor het berekenen van die correlatie worden de beschikbare meetgegevens gebruikt in combinatie met kennis over meetlocatie, meetmoment, afstand tussen meetlocaties en tijdsinterval tussen meetmomenten. De relatie tussen de meetgegevens en de eigenschappen van de locatie en het tijdstip, de verklarende variabelen, wordt gelegd met behulp van een lineaire regressieanalyse, de relatie tussen meetgegevens van een locatie met die van andere meetlocaties en andere tijdstippen met behulp van geostatistische kriging. Met het afgeleide, statistische model kunnen concentraties in ruimte en tijd worden voorspeld; echter met een grote onzekerheidsmarge. Voor metribuzin werd een seizoensgemiddelde concentratie van 12 ng/l berekend en werd geen trend in de tijd geconstateerd. Voor carbendazim werd wel een trend in de tijd gevonden: een seizoensgemiddelde van 170 ng/l in 1997 aflopend naar 100 ng/l in 2006. Heuvelink et al. (2011) vermoeden dat voor de meeste stoffen te weinig meetgegevens voorhanden zijn om bruikbare resultaten op te leveren voor evaluaties. De resultaten voor de twee stoffen lieten zien dat de trendlijnen op een naïeve manier (zo weinig mogelijk aannames invoegen, zoals momenteel in de atlas gebruikt wordt) afwijken van de trendlijnen als berekend op basis van de opgeschaalde meetgegevens over de ruimte. Heuvelink et al. (2011) raden deze manier van trendberekening af.

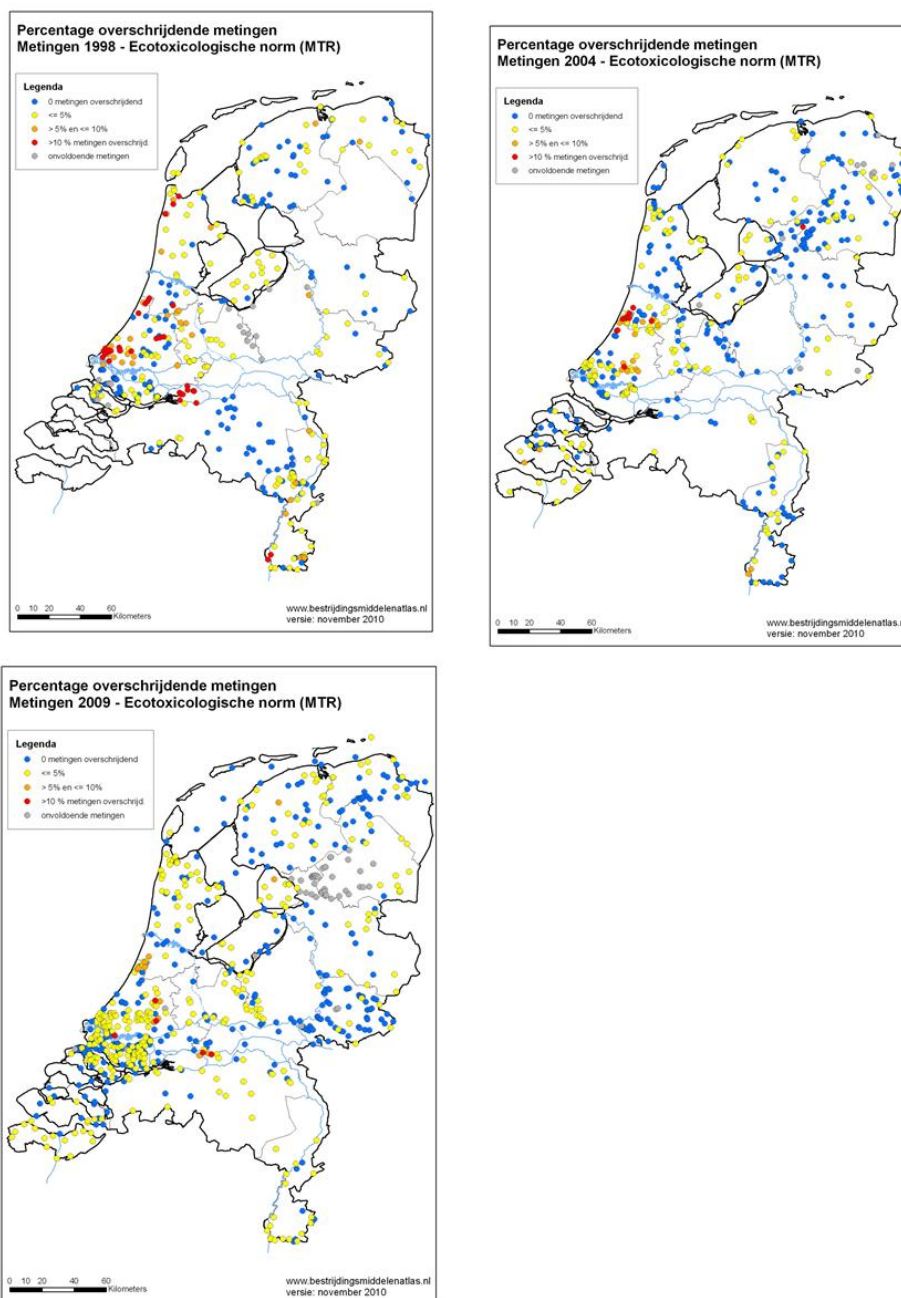
Dat de metingen in hun huidige vorm niet geschikt zijn om een trend te bepalen blijkt ook uit Figuur 3.6. Daarin staat de verandering van de gesommeerde normoverschrijding sinds 1998: er zijn ongeveer evenveel plaatsen waar de milieukwaliteit is verbeterd als plaatsen waar de milieukwaliteit is verslechterd. Op veruit de meeste plaatsen kan echter geen verschil worden bepaald, omdat er onvoldoende gegevens zijn in één van beide gegevens.



Figuur 3.6 Verandering van SNO_{MTR} in 2009 ten opzichte van 1998. Locaties waar metingen zijn verricht aan minder dan tien werkzame stoffen zijn niet in de kaart opgenomen om te voorkomen dat gerichte speuracties het algemene beeld verstoren.

3.3 Hoe vaak wordt het MTR nog overschreden?

Het operationele doel van de nota Duurzame gewasbescherming is een reductie van de milieubelasting met 95% ten opzichte van 1998, uitgaande van MTR als basis. In Figuur 3.7 worden voor alle meetpunten de MTR-normoverschrijdingen in 1998, 2004 en 2009 weergegeven als percentage van het aantal gemeten stoffen op het meetpunt in het betreffende jaar.



Figuur 3.7 MTR-overschrijdingen in 1998, 2004 en 2009. Legenda: Blauw geeft de locaties waar geen normoverschrijding plaatsvindt. Geel kent minder dan 5% normoverschrijdende metingen op die meetlocatie, oranje tussen de 5 en 10%, rood geeft meer dan 10% normoverschrijdende metingen. Grijs zijn de locaties waar minder dan tien metingen zijn uitgevoerd, en waar geen percentage normoverschrijding is berekend.

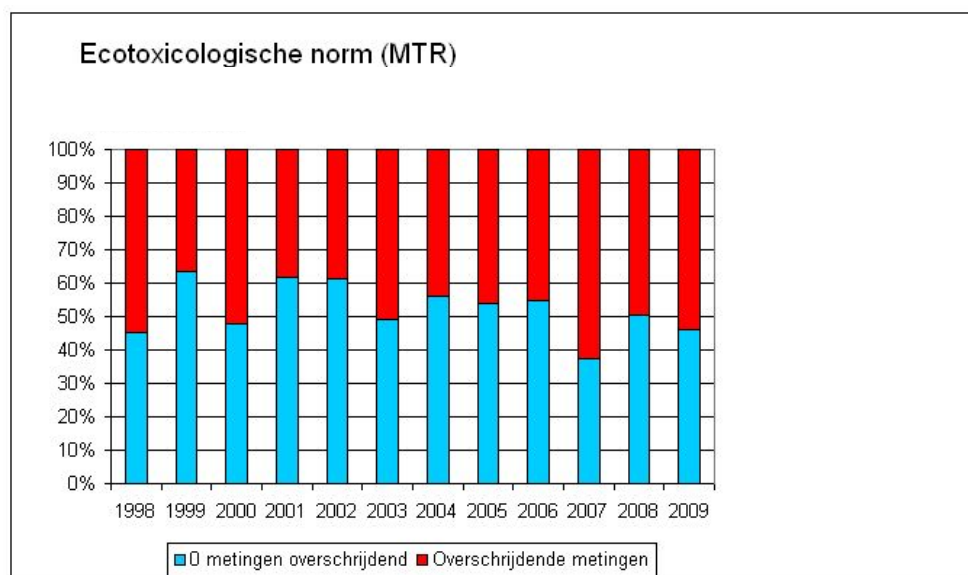
Het aantal meetlocaties waar meer dan 5% (oranje) of 10% (rood) van de metingen normoverschrijdend is, is in 2009 aanzienlijk verminderd ten opzichte van 1998. Op een groot aantal locaties is 1 tot 5% van de metingen normoverschrijdend (geel). Deze normoverschrijdingen komen over heel Nederland voor, en sluiten nauwelijks regio's uit. Voor de zandgronden van zuid-

Drenthe kan geen uitspraak worden gedaan, omdat er te weinig metingen aanwezig zijn voor deze locaties.

Het percentage MTR-normoverschrijdende metingen door de tijd (niet weergegeven in een figuur) geeft in de eerste jaren tussen 1998 en 2001 een sterke daling. Vanaf 2001 tot 2009 is geen verandering van het percentage metingen met normoverschrijdingen te zien.

3.4 Hoe schoon is Nederland wat betreft bestrijdingsmiddelen?

Figuur 3.8 geeft het relatieve aantal meetlocaties waar geen normoverschrijdingen zijn aangetroffen, naast het relatieve aantal waar tenminste één normoverschrijding is geconstateerd.



Figuur 3.8 Relatieve aandeel meetlocaties zonder en met overschrijding van het MTR.

In 1998 was het aantal meetlocaties zonder MTR-normoverschrijding circa 45% van de in totaal 447 locaties waarop metingen zijn uitgevoerd. In 2009 is dat percentage ongeveer gelijk, namelijk 46%. Voor de gehele periode is het percentage locaties zonder normoverschrijdingen (ten opzichte van MTR) ongeveer gelijk gebleven, schommelend rond 50%.

4 Berekende milieubelasting vanuit de land- en tuinbouw

De milieubelasting wordt berekend met de NMI 3 (Kruijne et al. 2012a,b). Dit hoofdstuk begint met een overzicht van de belangrijkste invoergegevens (paragraaf 4.1) en vervolgt met een beschrijving van de methoden voor het berekenen van de verschillende indicatoren (paragraaf 4.2). De resultaten (paragraaf 4.3) omvatten de ontwikkeling van het verbruik per landbouwsector en de berekende emissie- en risicoindicatoren. Paragraaf 4.4 behandelt de vraag of de uitkomsten van de NMI 3 veranderen wanneer de waterkwaliteitsnorm MTR wordt vervangen door de waterkwaliteitsnorm die geldt volgens de Kaderrichtlijn Water (EQS-AA). Om een betere vergelijking met de tussenevaluatie te kunnen maken zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd met de vorige versie van het instrument (NMI 2) in combinatie met de meest recente stofgegevens. De resultaten van deze vergelijking worden besproken in paragraaf 4.5. Het hoofdstuk wordt afgesloten met de belangrijkste conclusies in paragraaf 4.6. Van der Linden et al. (2012) geeft aanvullende invoergegevens en resultaten van de berekeningen.

Tabel 4.1 Overzicht NMI-berekeningen voor de deze evaluatie.

modelversie	stofgegevens	waterkwaliteits- norm	periode		
			begin	midden	eind
NMI 2	Ctbase [®]	MTR	X	X	
NMI 2	Ctgbase		X	X	
NMI 3	Ctgbase		X	X	X
NMI 3	Ctgbase	EQS-AA [#]	X	X	X

[®] Ctbase (Dorgelo 2006): stofgegevens uit 2005, Ctgbase: stofgegevens uit 2010

[#] alleen voor stoffen waarvoor EQS-AA beschikbaar is

4.1 Invoergegevens NMI 3

De methodiek van de NMI 3 en de belangrijkste brongegevens zijn beschreven in (Kruijne et al. 2011a,b). De gegevens die nodig zijn voor de berekening van de risicoindicatoren als gevolg van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de Nederlandse land- en tuinbouw hebben betrekking op de volgende onderwerpen:

1. verbruik;
2. emissiefactoren;
3. kaartgegevens;
4. stofgegevens.

Verbruik

(zie ook Tabel 4.2)

- Verbruik van gewasbeschermingsmiddelen in de Nederlandse land- en tuinbouw in 1998, 2004 en 2008. Het verbruik in 1998 is afgeleid uit een combinatie van CBS- en LEI-gegevens. In 2004 en 2008 is het verbruik in grasland afkomstig van het BedrijvenInformatiesysteem/BIN van het LEI, het verbruik in de overige land- en tuinbouw is afkomstig van het CBS.
- Afzetcijfers per werkzame stof zijn op basis van vertrouwelijkheid beschikbaar gesteld door de industrie, in het kader van de regeling administratievoorschriften gewasbeschermingsmiddelen (RAG).

- Middelnummers op enquêteformulieren zijn gekoppeld aan toepassingsmethoden op basis van expertkennis (NVWA, PPO, Plant Research International (PRI) en Alterra) en informatie van het College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden (Ctgb).
- Gegevens over de implementatie van de meest gangbare spuittechnieken in 1998 zijn gebaseerd op Wingelaar et al. (2001), in 2004 op een afzonderlijke enquête (CBS, 2005) en in 2008 op een inventarisatie uitgevoerd door de NVWA (NVWA, 2010).
- Gegevens over emissiereducerende maatregelen volgens de toelating (verstrekkt door het Ctgb), aanvullend op de specificaties van toepassingen met eerder genoemde, meest gangbare spuittechnieken.

Tabel 4.2 Gegevens over het verbruik en de afzet van gewasbeschermingsmiddelen voor de EDG Milieu.

	Verbruiksgegevens	Afzetcijfers
Uitgangssituatie	1998	1997-1999
Mid-term	2004	2004-2005
Eindsituatie	2008	2008-2010

De afzetcijfers zijn omgerekend naar gewogen jaargemiddelde hoeveelheden, als er in 1998, 2005 respectievelijk 2010 afzet van een werkzame stof is geregistreerd.

Emissiefactoren

- Driftemissiefactoren zijn beschikbaar voor de belangrijkste combinaties van gewasgroep (spuitboomhoogte), spuitrichting (neerwaarts of zij-/opwaarts), techniek (dopclassificatie en andere emissiereducerende maatregelen) en teeltvrije zone, bij de voorkomende afmetingen van de kavelsloot (zie bij Kaartgegevens). De emissiefactoren zijn berekend door WUR-PRI met de NMI 3 Drift Calculator (versie 1.0).
- Emissiefactoren voor drainage zijn beschikbaar per ruimtelijke eenheid van de STONE-schematisatie en per toepassingstijdstip. De factoren zijn gebaseerd op het model GeoPEARL 4 voor preferentiële stroming in scheurende kleigronden (Tiktak et al. 2012a,b). Voor de meest relevante stoffen (stofselectie op basis van de resultaten van de tussentijdse evaluatie in 2006, Van der Linden et al. 2006) zijn de emissiefactoren berekend met het model. Voor een tweede groep stoffen zijn de emissiefactoren afgeleid met een metamodel. Voor de resterende stoffen geldt de aanname dat er geen emissie via drainage optreedt.
- Emissiefactoren voor atmosferische depositie van stoffen in drie dampdrukclassen zijn ontleend aan FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE (FOCUS 2008).
- Emissiefactoren voor de bedekte teelten op substraat zijn per toepassing berekend met een combinatie van de simulatiemodellen Waterstromen en Stofstromen (Vermeulen et al. 2010). Er zijn scenario's ontwikkeld voor drie toedieningsmethoden en teeltsystemen.
- Emissiefactoren voor de grondgebonden, bedekte teelten zijn vrijwel ongewijzigd ten opzichte van de NMI 2 en gebaseerd op een inventarisatie van emissiestromen in de glastuinbouw (Liefjijn et al. 2000).
- Emissiefactoren voor uitspoeling naar het grondwater zijn gebaseerd op een metamodel van GeoPEARL 1 (Van der Linden et al. 2007). Dit zijn gemiddelde jaarconcentraties (mediaan van 20 jaar) op 1 m diepte in de bodemoplossing die richting het grondwater uitspoelt.

Kaartgegevens

- Gewaskaarten zijn beschikbaar voor 1998, 2004 en 2008 (resolutie 250 m x 250 m). De kaarten zijn berekend op basis van het Landgebruik Nederland (LGN versies 4, 5, en 6) in combinatie met areaalcijfers per gemeente (CBS-landbouwtelling van 1998, 2004 en 2008).
- Alle bodemgegevens, hydrologie, klimaat en de afmetingen en lengtes van kavelsloten zijn ontleend aan de STONE-schematisatie. De ruimtelijke eenheden van deze schematisatie zijn opgebouwd uit elementen met een oppervlakte van 250 m x 250 m.

Stofgegevens

- De NMI-stoffendatabase bevat fysisch-chemische, gedrags- en ecotoxgegevens van 288 werkzame stoffen en 33 metabolieten. De gegevens zijn door het RIVM afgeleid van Ctgbase (Dorgelo 2006). De normwaarden (MTR-oppervlaktewater en milieukwaliteitsnormen voor water EQS-AA en EQS-MAC) zijn ontleend aan www.helpdeskwater.nl (zie ook Van der Linden et al. 2012).

4.2 Rekenmethodiek*4.2.1 Inleiding*

Het rekenschema van de NMI 3 is in zijn meest vereenvoudigde vorm weer te geven in drie stappen die resulteren in 1) emissie-indicatoren, 2) blootstellingconcentraties en 3) risico-indicatoren. De indicatoren zijn primair bedoeld om, op basis van een groot aantal toepassingen aan het begin en het eind van de beleidsperiode, trends af te leiden. De uitkomsten kunnen ook worden gebruikt voor het signaleren van probleemstoffen of probleemtoepassingen en voor scenarioberekeningen voor specifieke toepassingen en/of maatregelen.

Op basis van het verbruik van gewasbeschermingsmiddelen en de implementatie van emissiereducerende maatregelen in de Nederlandse land- en tuinbouw berekent de NMI 3 indicatoren voor emissies naar de milieucompartimenten oppervlaktewater, grondwater, lucht en bodem. Afhankelijk van het behandelde object en de toepassingsmethode kunnen emissies optreden via drainage, spray drift, atmosferische depositie, spui vanuit kassen, lozing en afspoeling vanaf het erf. De emissie-indicatoren worden vertaald naar een aantal verschillende risico-indicatoren voor waterleven, bodemleven en voor het terrestrisch milieu. De uitspoelingsconcentratie richting grondwater wordt gerelateerd aan de drinkwaternorm. De methodiek van de verschillende modules die in de NMI 3 zijn opgenomen is beschreven in (Kruijne et al. 2012a). In deze evaluatie wordt de berekende reductie van het risico voor waterleven vergeleken met de operationele doelstelling in de nota Duurzame gewasbescherming. Het risico voor waterleven is gebaseerd op de verhouding tussen het maximum van de tijdgewogen gemiddelde concentratie in de kavelsloot naast het behandeld perceel en het MTR.

De methodiek voor berekening van emissies en blootstelling sluit grotendeels aan bij/is afgeleid van een aantal meer verfijnde instrumenten, gegevensbestanden en richtlijnen die ontwikkeld zijn, of in ontwikkeling zijn, voor gebruik in de Nederlandse en de Europese toelatingsbeoordeling. In de NMI 3 zijn invoergegevens, die afkomstig zijn van een groot aantal (externe)

bronnen, samengebracht en geaggregeerd naar landelijke cijfers. Om deze reden is de NMI 3 niet geschikt als basis voor uitspraken over emissies en/of risico's, zoals bijvoorbeeld in het kader van de toelatingsbeoordeling of voor uitspraken op lokale schaal.

De hiervoor genoemde rekeninstrumenten voor de toelatingsbeoordeling zijn niet allemaal gelijk wat betreft hun ontwikkelingsstadium en hoeveelheid onderzoek waarop ze zijn gebaseerd. De instrumenten voor de toelatingsbeoordeling voor open teelten kennen een veel langere historie dan de instrumenten voor de bedekte teelten. Voor de open teelten zijn de onderliggende gegevens meer gedetailleerd en is de variabiliteit in gegevens beter bekend. Bovendien is er voor de teelt op substraat een aantal nieuwe modules in de NMI 3 opgenomen, terwijl voor de grondgebonden teelt nog geen nieuwe methodiek voorhanden was. Om deze redenen wordt in voorliggende rapportage voor milieubelastingen dan ook onderscheid gemaakt tussen de resultaten voor de open teelten enerzijds en de bedekte teelten anderzijds. Ook worden afzonderlijke trends voor deze sectoren berekend; voor het verbruik en de berekende emissies wordt het onderscheid veelal niet gemaakt in verband met de leesbaarheid.

Er is in het kader van de ontwikkeling van de NMI 3 geen onderzoek gedaan naar de doorwerking van onzekerheden van de brongegevens in de absolute uitkomsten van de NMI 3. Vanuit de onderliggende modellen is bekend dat onzekerheid in stoffeigenschappen een grote bijdrage leveren aan de onzekerheid in de resultaten. Er wordt aangenomen dat de onnauwkeurigheden in deze invoergegevens op dezelfde manier doorwerken in de berekeningen voor de verschillende jaren en daarmee relatief weinig doorwerken in de berekende trend voor de evaluatieperiode. Daarnaast is het te verwachten dat onzekerheden in de toedeling van stoffen aan de verschillende gewassen van invloed zijn op de onzekerheid in de resultaten, met name waar het stoffen met een klein afzetvolume en teelten met een klein oppervlak betreft.

4.2.2 Toepassingen en verbruik

Een landsdekkende gemiddelde toepassing in de NMI 3 is gedefinieerd door de combinatie van het behandeld object en de toedieningsmethode. Het behandeld object kan zijn gewas, bodem, plantgoed of geoogst product. In de bedekte teelten wordt onderscheid gemaakt tussen teelt op substraat en grondgebonden teelt. De toedieningsmethode omvat het verbruik, het teeltsysteem, de gebruikte techniek, het tijdstip van toediening, het aantal behandelingen en het interval tussen de behandelingen. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de berekeningen wordt verwezen naar Kruijne et al. (2012a).

Het verbruik van een toepassing is uitgedrukt als hoeveelheid werkzame stof per eenheid gewasoppervlak:

$$AR_i = ar_i b_i RSU_{ws} \quad (4.1)$$

AR landsdekkend gemiddeld verbruik van een werkzame stof van een toepassing (kg ha^{-1})

ar gemiddelde dosering van de werkzame stof op het behandeld oppervlak op basis van gegevens van de bedrijven binnen de steekproef (kg ha^{-1})

- b gemiddeld behandeld deel, op basis van gegevens van de bedrijven binnen de steekproef (-, fractie van het gewasareaal)
- RSU ratio sales usage, volume-verhouding tussen het nationale afzetcijfer (RAG) en het totale verbruik volgens CBS-enquête of LEI-gegevens (-)
- i index voor de toepassing
- ws index voor werkzame stof

Op de CBS-enquêteformulieren zijn het middelnummer, het volume product, het behandeld deel, het tijdstip van gebruik en een aantal andere gegevens ingevuld. Deze informatie is bewerkt tot gemiddelde waarden voor de dosering, het behandeld deel (het oppervlak als fractie van het gewasareaal binnen de steekproef), het toepassingstijdstip en het aantal behandelingen. Er is verondersteld dat de steekproeven representatief zijn voor de land- en tuinbouw in Nederland, zodat het behandeld deel binnen de steekproef geldt als de fractie van het landelijk gewasoppervlak. Deze veronderstelling zal beter opgaan voor stoffen met een relatief hoog verbruik, maar minder voor stoffen met een lager verbruik. Onzekerheden in de resultaten van de steekproeven werken door naar de berekende milieubelasting en zijn belangrijker naarmate de stof een lagere MTR heeft. De onzekerheden worden groter naarmate meer wordt ingezoomd op onderdelen zoals sector of gewas.

De factor Ratio Sales Usage (RSU) is een correctie van het totale verbruik van de werkzame stof op basis van het Nederlandse afzetcijfer in de jaren gegeven in Tabel 4.2. Voor de meeste combinaties van werkzame stof en jaar geldt $RSU > 1$, wat leidt tot een ophoging van het landsdekkend gemiddeld verbruik. Er kunnen meerdere oorzaken zijn voor de verschillen tussen de volumes verbruik en afzet (Van der Gaag en Jellema 2007). Bij het combineren van beide bronnen is voor stoffen met een opgegeven gebruik in CBS/LEI, maar zónder afzetcijfer in RAG, de aanname gedaan dat de afzet in de betreffende periode gelijk is aan het totale verbruik volgens de enquête. Verder is aangenomen dat het overgrote deel van de toepassingen in de NMI 3 is gebaseerd op toegelaten gebruik. Bij de verwerking van de brongegevens is het geheel van alle toepassingen in CBS/LEI niet systematisch vergeleken met de toelating; het is dus mogelijk dat een klein aantal toepassingen in de NMI-database betrekking heeft op niet-toegelaten gebruik. Bekende afwijkingen in de dataset zijn wel gecorrigeerd.

Het toepassingstijdstip is niet voor alle toepassingen bekend. In de NMI 3 zijn de toepassingen op maandbasis geaggregeerd en wordt voor enkelvoudige toepassingen de 15^e dag van de maand als toepassingsdatum gehanteerd. Bij samengestelde toepassingen wordt in de berekening van blootstellingsconcentraties rekening gehouden met het aantal toedieningen. Hierbij is het maximum aantal toedieningen in een maand gelijkgesteld aan 4 en is het interval tussen twee toedieningen altijd gelijk aan 7 dagen. De NMI-database bevat in totaal 57.000 toepassingen. De techniek omvat een aantal emissierelevante zaken, zoals de spuitmethode, de apparatuur, het dooptype, et cetera.

4.2.3 *Emissie- en risicoindicatoren*

Van elke toepassing worden de emissie- en risicoindicatoren per eenheid gewasoppervlak berekend in alle ruimtelijke eenheden (plots) van de STONE-schematisatie die een bijdrage leveren aan het landelijk gewasoppervlak. De verdeling van het landelijk gewasareaal over de plots is gebaseerd op een

overlay van de gewaskaarten en de kaart van de STONE-schematisatie. De emissies per eenheid gewasoppervlak worden geaggregeerd naar landelijk arealen:

$$E_i = \sum_{UC=1}^n \sum_{j=1}^m (e_{i,j,UC} A_{j,UC}) \quad (4.2)$$

- E_i emissie werkzame stof op basis van het landsdekkend gemiddeld verbruik (CBS/LEI) en het nationale afzetcijfer (kg)
- $e_{i,UC}$ emissie werkzame stof per eenheid gewasoppervlak in de plot, op basis van het landsdekkend gemiddeld verbruik (CBS/LEI) en het nationale afzetcijfer (kg ha⁻¹)
- $A_{j,UC}$ oppervlak van gewas j in de plot UC in het betreffende jaar (ha)
- i index voor de toepassing
- j index voor het object (bijvoorbeeld gewas)
- UC index voor de ruimtelijke eenheid van de STONE-schematisatie (plot)
- n, m aantal UCs respectievelijk gewassen

Binnen elke plot worden de emissies per eenheid gewasoppervlak omgerekend naar blootstellingsconcentraties. Voor de chronische indicatoren voor het oppervlaktewater is de blootstelling in de kavelsloot berekend als het maximum van de tijdgewogen gemiddelde concentraties over een tijdsduur van 21 dagen.

Voor de berekening van de indicatoren worden berekende blootstellingsconcentraties gerelateerd aan een normwaarde. Voor een individuele toepassing wordt de Exposure Toxicity Ratio (verhouding tussen blootstellingsconcentratie en de norm) berekend als:

$$ETR_{i,UC} = \frac{c_{1,i,UC}}{norm_{ws}} \quad (4.3)$$

- ETR Exposure Toxicity Ratio voor toepassing i in plot UC (-)
- c_1 blootstellingsconcentratie in de plot als gevolg van toepassing i op basis van het landsdekkend gemiddeld verbruik AR (mg L⁻¹, µg L⁻¹, of mg kg⁻¹; afhankelijk van het milieucompartment) op object j
- $norm_{ws}$ toxiciteit of normwaarde van de werkzame stof in toepassing i (mg L⁻¹, µg L⁻¹, of mg kg⁻¹; afhankelijk van het milieucompartment)

Uit de vergelijkingen 4.1 en 4.3 valt af te leiden dat de milieubelasting in principe op hectarebasis wordt uitgerekend. Om de bijdrage aan de totale belasting te berekenen, wordt de Exposure Toxicity Ratio voor een toepassing i in een plot UC vermenigvuldigd met het oppervlak van het object (bijvoorbeeld gewas) in de plot (zie vergelijking 4.4) en vervolgens gesommeerd over het aantal plots:

$$MIP_i = \sum_{UC=1}^n ETR_{i,UC} A_{j,UC} \quad (4.4)$$

Het totaal aantal Milieu Indicator Punten (MIPs) voor Nederland wordt dan berekend door te sommeren over alle toepassingen. Er zijn meerdere opties om de intensiteit van de milieubelasting uit te rekenen. In deze rapportage is

gekozen om de intensiteit uit te drukken als gemiddelde over alle toepassingen van een stof in een sector of een gewas:

$$Intensiteit_i = \frac{MIP_i}{A} \quad (4.5)$$

ETR	Exposure Toxicity Ratio, voor toepassing i in plot UC (-)
$A_{j,UC}$	gewasoppervlak van gewas j ten opzichte van het referentieoppervlak (1 ha) in de plot UC in het betreffende jaar (-)
MIP_i	het aantal Milieu Indicator Punten voor toepassing i (-), een toepassing die precies een concentratie gelijk aan de normwaarde geeft levert precies 1 MIP
A	het areaal waarover de intensiteit wordt berekend, bijvoorbeeld het totale areaal van tot een sector behorende gewassen in de NMI, in het betreffende jaar (ha)

In de tussenevaluatie (NMI 2) werd het reductiepercentage gebaseerd op vergelijking 4.4; de risicoindicator werd niet gedeeld door het sectorareaal. Bij gelijkblijvend areaal en met dezelfde gewassen aan het begin en in het eind van de evaluatieperiode zou de berekende trend in beide gevallen gelijk zijn. De risicoindicator delen door het areaal biedt als voordeel dat een wijziging van het areaal in de loop van de evaluatieperiode wordt verdisconteerd in de berekende trend.

Het aantal MIPs van de landsdekkend gemiddelde toepassing (zie vergelijking 4.5) kan worden opgeteld tot een totale score per gewas of per sector, voor alle toepassingen in het betreffende jaar en is een maat voor de totale belasting van het betreffende milieucompartiment in Nederland. De totale score aan het eind van de evaluatieperiode wordt gerelateerd aan de totale score aan het begin en het reductiepercentage wordt vergeleken met de operationele doelstelling in de nota Duurzame gewasbescherming.

4.3 Resultaten

Het verbruik in de Nederlandse landbouw en de indicatoren voor emissies en milieubelasting worden gepresenteerd per sector. In de NMI 3 is een sector opgebouwd uit gewassen met een opgegeven verbruik volgens de CBS-bestrijdingsmiddelenenquête van het betreffende jaar, aangevuld met LEI-gegevens over het verbruik in grasland (Kruijne et al. 2012a). Er wordt onderscheid gemaakt in negen sectoren, zes voor open teelten en drie voor bedekte teelten. Van de indicatoren voor emissie naar het oppervlaktewater en het risico voor waterleven zijn de resultaten ook per emissieroute en/of per teeltsysteem gegeven. De bespreking van de resultaten in deze paragraaf is gericht op de belangrijkste trends in de evaluatieperiode, niet op de absolute uitkomsten.

4.3.1 Areaal en verbruik

Het areaal per landbouwsector (Tabel 4.3) is gebaseerd op de gewassen in de CBS-enquêtes en de arealen volgens de CBS-landbouwtelling. Terwijl het areaal van de Nederlandse landbouw als geheel in de evaluatieperiode met 2% is gedaald, is er een aantal verschuivingen te zien. Een toename van het areaal is te zien in de sector boomkwekerij (28%), groenteteelt glas (21%) en

bloembollenteelt (14%). Een afname van het areaal is te zien in de sectoren eetbare paddenstoelen (-21%), fruitteelt (-19%), bloemisterij glas (-13%) en akkerbouw (-7%). De sectoren groenteteelt vollegrond en veehouderij zijn vrijwel gelijk gebleven.

Tabel 4.3 Verandering van het areaal per sector (- afname, + toename).

	1998	2004	2008	1998-2004		1998-2008	
	(1000 ha)	(1000 ha)	(1000 ha)	(1000 ha)	(%)	(1000 ha)	(%)
open teelten							
akkerbouw	517	511	482	-6	-1	-35	-7
bloembollenteelt	18	20	21	2	9	2	14
boomkwekerij	12	14	16	2	13	3	28
fruitteelt	21	17	17	-4	-19	-4	-19
groenteteelt vollegrond	34	32	34	-2	-6	0	1
veehouderij	1271	1208	1260	-63	-5	-11	-1
bedekte teelten							
bloemisterij glas	4,3	4,4	3,8	0,1	2	-0,6	-13
groenteteelt glas	3	3,3	3,7	0,3	9	0,6	21
eetbare paddenstoelen	0,10	0,08	0,08	-0,01	-14	-0,02	-21
alle sectoren							
totaal	1881	1810	1838	-72	-4	-44	-2

Het volume verbruik (Tabel 4.4) is gebaseerd op een combinatie van verbruiksgegevens (CBS/LEI) en afzetcijfers (RAG) (zie paragraaf 4.2.2). Opgenomen zijn alleen de volumes voor die stoffen die in de NMI zijn meegenomen, dus bijvoorbeeld niet de natte grondontsmettingsmiddelen. In de evaluatieperiode is het verbruik van *alle* stoffen tezamen in de Nederlandse landbouw als geheel afgenomen (zie Figuur 8.1). Het verbruik is toegenomen in de sector boomkwekerij, als gevolg van het toegenomen areaal. Een sterke afname van het verbruik is te zien in de sectoren eetbare paddenstoelen (mede als gevolg van een afname in het areaal) en groenteteelt vollegrond.

Tabel 4.4 Verandering van het verbruik (excl. natte grondontsmetting) per sector (alle gewassen, combinatie CBS/LEI en RAG) (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(1000 kg)	(1000 kg)	(1000 kg)	(1000 kg)	(%)	(1000 kg)	(%)
open teelten							
akkerbouw	5724	4855	4660	-869	-15	-1064	-19
bloembollenteelt	1609	1431	1520	-178	-11	-89	-6
boomkwekerij	227	240	270	13	6	42	19
fruitteelt	875	813	672	-62	-7	-204	-23
groenteteelt vollegrond	360	270	202	-89	-25	-157	-44
veehouderij	1060	970	912	-90	-9	-148	-14
bedekte teelten							
bloemisterij glas	234	213	186	-21	-9	-48	-21
- substraat #	114	95	82	-19	-17	-32	-28
- grondgebonden	114	117	103	3	3	-10	-9
groenteteelt glas	51	54	50	3	5	-1	-2
- substraat	47	37	45	-10	-22	-2,4	-5
- grondgebonden	4	16	6	12	319	2	49
eetbare paddestoelen	7	5	1	-3	-35	-6	-87

bij de opsplitsing teelt op substraat en grondgebonden teelt in 1998 valt 6000 kilo af; dit zijn toepassingen zonder emissies.

Het gemiddeld verbruik per hectare geeft een indruk van de intensiteit van het gebruik in de sector. De cijfers in Tabel 4.5 volgen uit de arealen in Tabel 4.3 en de volumes in Tabel 4.4. Ten opzichte van de beginperiode is het gemiddeld verbruik in de Nederlandse landbouw als geheel in de eindperiode afgenomen met 15% (niet weergegeven in de tabel). Het gemiddeld verbruik is relatief weinig afgenomen in de sectoren boomkwekerij, fruitteelt en bloemisterij onder glas. Het gemiddeld verbruik is sterk gedaald in de sector eetbare paddenstoelen en in de sector groenteteelt vollegrond. Verder is te zien in Tabel 4.5 dat de intensiteit van het verbruik het hoogst is in de sector bollenteelt (gemiddeld over de drie jaren circa 80 kg ha⁻¹) en het laagst in de sector veehouderij (gemiddeld circa 0,8 kg ha⁻¹).

Tabel 4.5 Verandering van het gemiddeld verbruik per sector[#] (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden	begin-eind
	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(%)	(%)
open teelten					
akkerbouw	11,1	9,5	9,7	-14	-13
bloembollenteelt	88,3	72,1	73,4	-18	-17
boomkwekerij	18,3	17,1	17,0	-6	-7
fruitteelt	42,5	48,7	40,1	15	-6
groenteteelt vollegrond	10,5	8,4	5,9	-20	-44
veehouderij	0,8	0,8	0,7	-4	-13
bedekte teelten					
bloemisterij glas	54,0	48,2	49,3	-11	-9
groenteteelt glas	17,0	16,4	13,7	-3	-19
eetbare paddestoelen	75,5	56,9	12,6	-25	-83

[#] exclusief natte grondontsmetting, inclusief eenmalige gewassen in de CBS-enquete.

Het werkelijke sectoroppervlak is groter dan het areaal in de NMI 3 (Tabel 4.3) vanwege het ontbreken van gewassen in de CBS/LEI-gegevens. Het volume verbruik in gewassen die niet in de CBS/LEI-gegevens zijn opgenomen is verdisconteerd in de gewassen met een geregistreerd verbruik in de CBS/LEI-gegevens. Vooral in de kleinere sectoren kan dit leiden tot een overschatting van de intensiteit van het gebruik voor die sectoren (Tabel 4.4); de afzetcijfers zijn immers beschikbaar per werkzame stof en bij de correctie van het volume verbruik wordt geen onderscheid gemaakt tussen gewassen en sectoren. De correctie op basis van geregistreerde afzet wordt nodig geacht, omdat een schatting van het totale verbruik op basis van CBS/LEI-gegevens beduidend lager is dan het totaal van de geregistreerde afzetcijfers.

Er kunnen verschillen in het verbruik optreden met de tussenevaluatie als gevolg van onder andere een nauwkeuriger toedeling van stoffen over gewasbeschermingsmiddelen en biociden. Bijvoorbeeld het volume verbruik in de sector groenteteelt onder glas in 1998 is in de NMI 2 gelijk aan 78 kiloton. De lagere waarde voor het verbruik in de NMI 3 is in dit voorbeeld voornamelijk het gevolg van het feit dat de stof zwavel niet in de NMI 3 is opgenomen. Het aantal meegenomen werkzame stoffen in de NMI 3 is kleiner dan in de NMI 2. Stoffen waarvoor halfwaardetijd en/of sorptieconstante ontbraken zijn nu niet meegenomen; bij de tussenevaluatie werden daarvoor mediane waarden ingevuld.

4.3.2 Berekende emissies

Door de uitbreiding en de verfijning van de modules voor de berekening van de emissies in de NMI 3 wijken de resultaten voor de afzonderlijke periodes af van de tussenevaluatie. In paragraaf 4.5 wordt nader ingegaan op een aantal van deze verschillen.

Berekende emissie naar de verschillende milieucompartimenten

In Tabel 4.6 is de verandering van de totale hoeveelheid emissie naar de milieucompartimenten oppervlaktewater, diep grondwater en lucht gegeven. In de evaluatieperiode is de totale emissie naar oppervlaktewater met 47% afgenomen. De totale emissie naar grondwater is eveneens met 47% afgenomen en de totale emissie naar de lucht met 31%. Absoluut gezien is de emissie naar lucht veel groter dan de emissie naar grond- en oppervlaktewater. De concentraties in lucht zijn echter laag vanwege de optredende grote verdunning. Bovendien geldt voor de meeste stoffen dat de omzettingssnelheid in lucht snel is, met een halfwaardetijd van minder dan twee dagen.

Tabel 4.6 Verandering van berekende emissies uit alle teelten naar de verschillende milieucompartimenten (- afname, + toename).

compartiment	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
oppervlaktewater	24.305	16.309	12.889	-7996	-33	-11.417	-47
grondwater	1984	1050	1051	-934	-47	-932	-47
lucht	1.026.282	757.181	710.356	-269.102	-26	-315.926	-31

Berekende emissie naar oppervlaktewater

In Tabel 4.7 is de verandering van de totale hoeveelheid emissie naar oppervlaktewater per sector gegeven. De emissie naar oppervlaktewater is toegenomen in de sector groenteteelt glas; onder Tabel 4.8 wordt nader ingegaan op dit resultaat. In de kleinere sectoren worden de resultaten sterk beïnvloed door het al dan niet opgenomen zijn van een gewas in de CBS-enquêtes. Zo is het gewas radijs alleen in het jaar 2004 in de enquête opgenomen en het gewas aardbeien alleen in 2008. De specifieke emissies die bij deze gewassen horen bepalen in grote mate de totale emissie voor de sector groenteteelt onder glas. In alle overige sectoren is de emissie naar oppervlaktewater afgenomen.

In alle jaren is de grootste hoeveelheid emissie berekend voor de sector akkerbouw, gevolgd door de sectoren veehouderij en bloembollenteelt. De verandering van de berekende emissie naar oppervlaktewater is voor de sectoren bloemisterij glas en groenteteelt glas opgesplitst naar twee teeltsystemen; teelt op substraat en grondgebonden teelt. De absolute uitkomsten voor beide teeltsystemen zijn niet met elkaar te vergelijken; voor de teelt op substraat zijn drie nieuwe modules ontwikkeld waarin rekening wordt gehouden met de waterstromen en de stofstromen in het bedrijf gedurende de teeltcyclus. De module voor de grondgebonden teelt is daarentegen vrijwel ongewijzigd overgenomen van de NMI 2. Deze laatste methodiek is relatief eenvoudig en maakt gebruik van een aantal constante emissiefactoren, waarin de invloed van stoffeigenschappen in het geheel niet of nauwelijks is verdisconteerd. Bij de tussenevaluatie werd al geconstateerd dat deze module berust op deels verouderde kengetallen. Aan de verhouding tussen de emissieniveaus berekend voor toepassingen in beide teeltsystemen kunnen geen conclusies verbonden worden.

Tabel 4.7 Verandering van de berekende emissie naar oppervlaktewater per teeltsector (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
open teelten							
akkerbouw	10.916	9123	6581	-1794	-16	-4335	-40
bloembollenteelt	3248	1409	1664	-1839	-57	-1584	-49
boomkwekerij	451	187	193	-264	-59	-258	-57
fruitteelt	1882	1033	728	-849	-45	-1154	-61
groenteteelt vollegrond	688	411	319	-278	-40	-370	-54
veehouderij	5536	2754	2178	-2782	-50	-3358	-61
totaal	22.723	14.917	11.664	-7806		-11.059	
bedekte teelten							
bloemisterij glas *	1248	947	702	-301	-24	-546	-44
- substraat	1036	754	610	-282	-27	-426	-41
- grondgebonden	212	193	91	-19	-9	-120	-56
groenteteelt glas *	293	420	518	127	43	225	77
- substraat	293	395	516	102	35	224	76
- grondgebonden	0,5	25	1,5	24	4514	1	175
eetbare paddestoelen	41	25	6,0	-16	-38	-35	-85

* Aan de verhouding tussen de emissieniveaus berekend voor toepassingen in de teeltsystemen substraat en grondgebonden kunnen geen conclusies worden verbonden.

In Tabel 4.8 is de verandering van de totale hoeveelheid emissie naar oppervlaktewater per emissieroute gegeven, voor alle sectoren gezamenlijk. Emissie via puntbronnen – bedekte teelt heeft uitsluitend betrekking op lozing uit schuren gebruikt voor de champignonteelt (sector eetbare paddenstoelen). De emissie via puntbronnen – open teelt betreft erfafspoeling als gevolg van het behandelen van plantgoed (met name toepassingen als ontsmettingsmiddel van bloembollen) en afvoer van condenswater vanuit bewaarruimten voor bloembollen.

In de evaluatieperiode is de emissie via drift als gevolg van verandering van het volume en van emissiereducerende maatregelen afgenomen met 84%. Dit is een sterkere afname dan de emissie via atmosferische depositie en de emissie via drainage. In tegenstelling tot drift is atmosferische depositie afhankelijk van de dampdruk van de stof. De emissie via puntbronnen – open teelt is toegenomen. Deze emissies via puntbronnen – open teelt zijn berekend als een constante fractie van het verbruik van betreffende stoffen, zodat de trend is toe te schrijven aan de verandering van het volume verbruik. In de sector bedekte teelt is de emissie via spui met 21% afgenomen. De emissie via puntbronnen (vanuit de champignonteelt) is duidelijk afgenomen. De emissies via puntbronnen – bedekte teelt zijn samengesteld uit deelroutes waarvan een aantal mede afhankelijk is van de stoffeigenschappen.

De afname van de totale emissie via spui in Tabel 4.8 is verdeeld over een afname in de sector bloemisterij glas (-44%) en een toename in de sector groenteteelt glas (77%) (Tabel 4.6). Zowel in 1998 als in 2008 is de emissie via spui voor het grootste deel het gevolg van toepassingen van de werkzame stof propamocarb-hydrochloride. Deze stof wordt vooral in de paprikateelt toegediend via de voedingsoplossing. Van der Linden et al. (2012) geeft een verdere uitsplitsing over sectoren.

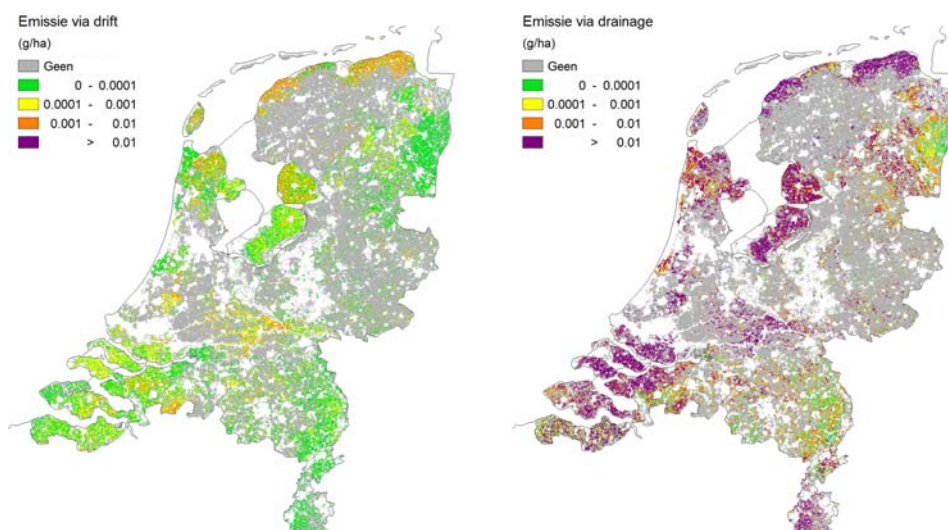
Tabel 4.8 Verandering van de berekende emissie naar oppervlaktewater per route voor alle sectoren (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
open teelten							
drift	2314	511	359	-1803	-78	-1954	-84
atmosferische depositie	37	24	22	-13	-36	-15	-40
drainage	21.418	15.705	12.407	-5713	-27	-9011	-42
puntbronnen &	250	256	289	6	2	39	16
bedekte teelten							
spui	1541	1367	1220	-174	-11	-321	-21
puntbronnen #	43	26	7	-16	-38	-36	-84

& erfafspoeling en lozing van condenswater vanuit bewaarruimten (bloembollen)

lozing vanuit schuren gebruikt voor de champignonenteelt

Figuur 4.1 geeft als voorbeeld de berekende emissies van het insecticide imidacloprid als gevolg van drift en drainage. Imidacloprid kent toepassingen in vele gewassen, waarvan pootaardappelen, bloembollen en enkele bedekte teelten de belangrijkste zijn. Dit is terug te zien in de figuur aan de hogere emissies in het noorden van Groningen, Friesland, de kop van Noord-Holland, de provincies Flevoland en Zeeland en het westen van Noord-Brabant. De hoeveelheid stof die via drift in het oppervlaktewater terecht komt is lager is dan de hoeveelheid via drains, globaal twee orden van grootte verschil. Het effect van preferentiële stroming op de hoeveelheid drainage is beperkt vanwege de stoffeïenschappen (Tiktak et al. 2012a,b).



Figuur 4.1 Kaartbeeld van de berekende emissies imidacloprid, met toepassingen zonder emissie als gevolg van drift en/of drainage. Wit zijn de gebieden zonder toepassingen.

Berekende emissie naar grondwater

In Tabel 4.9 is de totale hoeveelheid emissie naar grondwater per sector gegeven. In de NMI 3 is de uitspoelingsmodule van de NMI 2, op basis van het oude Nederlandse standaardscenario, vervangen door een metamodel van GeoPEARL. In alle open teelt-sectoren is de emissie naar grondwater afgenomen, variërend van -18% in de sector akkerbouw tot -59% in de sector fruitteelt. Verschillen tussen sectoren zijn met name het gevolg van het gebruik, stoffeigenschaften en bodemfactoren.

Tabel 4.9 Verandering van de berekende emissie naar grondwater per teeltsector (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
open teelten							
akkerbouw	494	407	337	-87	-18	-158	-32
bloembollenteelt	140	60	47	-80	-57	-93	-67
boomkwekerij	22	10	13	-12	-54	-9	-41
fruitteelt	29	16	12	-13	-45	-17	-59
groenteteelt vollegrond	45	35	24	-10	-22	-21	-47
veehouderij	1248	516	615	-733	-59	-634	-51
bedekte teelten							
bloemisterij glas	5,66	5,61	4,93	-0,05	-1	-0,73	-14
groenteteelt glas	0,01	0,40	0,03	0,39	4515	0,03	306
eetbare paddestoelen	-	-	-	-	-	-	-

Emissie naar grondwater wordt in de bedekte teelt sector uitsluitend berekend voor de grondgebonden teelt en niet voor de teelt op substraat. In de sector bloemisterij glas is de emissie naar grondwater afgenomen (-13%). In de sector groenteteelt glas is de emissie naar grondwater toegenomen met een factor drie. In het jaar 2004 is de emissie naar grondwater grotendeels het gevolg van

het gebruik in radijs, en in het jaar 2008 is de emissie naar grondwater grotendeels het gevolg van het gebruik in aardbeien. Beide gewassen zijn eenmalig opgenomen in de CBS-enquête (zie inleiding paragraaf 4.3). Voor de gewassen komkommers, tomaat en paprika gezamenlijk is de emissie naar grondwater met ongeveer de helft toegenomen, waarbij opgemerkt dient te worden dat het oppervlak grondgebonden teelt voor deze gewassen erg klein is.

Berekende emissie naar lucht

In Tabel 4.10 is de totale hoeveelheid emissie naar lucht per sector gegeven. Deze hoeveelheid is de som van een aantal deelroutes, zoals vervluchtiging tijdens het spuiten in de open teelt, vervluchtiging vanaf de plant en vanaf de bodem (open teelt) en emissie vanuit de kas. De resultaten zijn vooral afhankelijk van de dampdruk van de stof en van de toepassingsmethode. In de sector veehouderij is de emissie naar de lucht vrijwel gelijk gebleven. In de overige sectoren is de emissie naar lucht afgenomen, variërend van -23% in de sector fruitteelt tot -57% in de sector groenteteelt glas.

Tabel 4.10 Verandering van de berekende emissie naar lucht per teeltsector (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	(1000 kg)	(1000 kg)	(1000 kg)	(1000 kg)	(%)	(1000 kg)	(%)
open teelten							
akkerbouw	644	456	444	-187	-29	-199	-31
bloembollenteelt	155	97	100	-58	-38	-55	-36
boomkwekerij	16	13	11	-2	-15	-5	-30
fruitteelt	84	94	65	9	11	-19	-23
groenteteelt vollegrond	42	25	18	-17	-41	-24	-58
veehouderij	55	51	56	-4	-7	1	2
bedekte teelten							
bloemisterij glas	17	15	13	-2	-13	-4	-25
groenteteelt glas	13	6	3	-7	-56	-10	-77
eetbare paddestoelen	-	-	-	-	-	-	-

4.3.3 *Berekende milieubelasting*

4.3.3.1 Inleiding

De absolute uitkomsten van de risico-indicatoren in de nieuwe NMI 3 wijken sterk af van de resultaten uit de tussenevaluatie (Van der Linden et al. 2006). De modules voor berekeningen van de emissie-indicatoren zijn uitgebreid, verfijnd en ruimtelijk gedifferentieerd, en bovendien zijn in de NMI 3 alle emissies vertaald naar risico. De tijdgewogen gemiddelde blootstellingsconcentraties worden berekend met temperatuurgegevens op dagbasis. Het landbouwareaal in de formule voor de risico-indicator is van enige invloed op de berekende trend in sectoren waarvan het areaal in de evaluatieperiode is veranderd. In paragraaf 4.5 wordt nader ingegaan op de verbeteringen in de NMI 3 en de vergelijking met de tussenevaluatie.

4.3.3.2 Berekend risico voor het waterleven

Exposure toxicity ratio

In Tabel 4.11 is de berekende chronische belasting van het aquatisch milieu per sector voor de open teelten gegeven als het gemiddeld aantal MilieuIndicator

Punten (MIPs) per ha sectoroppervlak als gevolg van alle toepassingen (zie vergelijking 4.5). Van der Linden et al. (2012) geeft een uitsplitsing over de bijdragen van de verschillende routes aan deze belasting en geeft ook de resultaten van de berekende acute belasting. Voor de open teelten zijn bespuitingen of andere veldtoepassingen het belangrijkste. Bij de bollenteelt speelt afspoeling van erven echter ook een belangrijke rol in de berekeningen. In de referentieperiode was dit ongeveer 11% van de berekende belasting voor de sector. In de eindperiode was deze route slechts minimaal veranderd, waardoor de relatieve bijdrage sterk is gestegen.

In de evaluatieperiode is de berekende chronische belasting van het aquatisch milieu voor de open teelten met 87% afgenomen. In de open teelten varieert de afname van 48% in de sector veehouderij tot 95% in de sector akkerbouw. Het gemiddelde over de sectoren is gewogen over de oppervlakte van de sectoren.

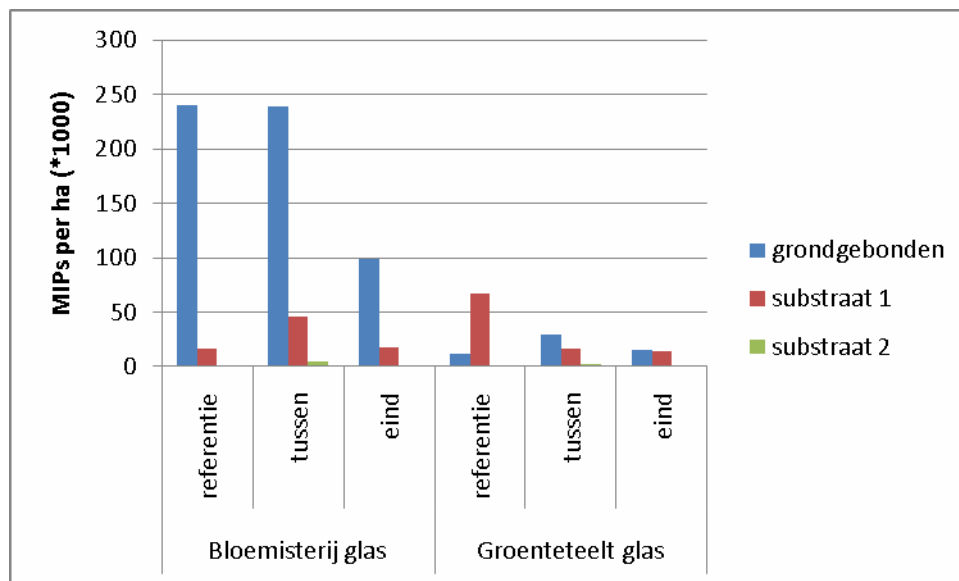
Tabel 4.11 Verandering van de berekende chronische belasting van het aquatisch milieu per sector in de open teelten (OT) en gemiddeld over alle teelten (- afname, + toename).

	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	(%)	MIP/ha	(%)
akkerbouw	4901	293	230	4608	-94	4672	-95
bloembollenteelt	25.779	6326	8040	19.453	-75	17.739	-69
boomkwekerij	10.780	3352	1775	7428	-69	9005	-84
fruitteelt	8006	1814	3752	6191	-77	4254	-53
groenteteelt vollegrond	27.921	4377	4492	23.544	-84	23.429	-84
veehouderij	70	9	36	60	-86	33	-48
gemiddeld OT	2320	280	311	2040	-88	2009	-87
gemiddeld alle teelten	3395	1209	673	2186	-64*	2723	-80*

*) In de synthese van de evaluatie (Van Eerd et al. 2012) is de bijdrage vanuit grondgebonden bedekte teelten niet meegenomen. Zonder deze bijdrage bedraagt de reductie 82% voor de tussenperiode en 85% voor de eindperiode.

Voor de bedekte teelten, met uitzondering van de sector eetbare paddestoelen, zijn de resultaten weergegeven in Figuur 4.2. De figuur geeft de berekende milieubelasting en veranderingen daarin voor de gewassen die in alle drie de perioden in de enquêtes van CBS waren opgenomen. Vanwege de verschillen in berekeningswijzen zijn de resultaten hier niet samengevoegd. Vanwege het relatief geringe oppervlak van deze sectoren is de bijdrage aan het gemiddelde over alle teelten nog beperkt (Tabel 4.11). Bij de bloemisterij onder glas is de berekende milieubelasting van het oppervlaktewater hoger dan bij de groenteteelt onder glas. Dit is vooral het gevolg van belasting van het oppervlaktewater via drainage bij de grondgebonden teelten. Enkele stoffen met een zeer lage MTR bepalen hier de belasting; de berekende emissie van deze stoffen is relatief hoog voor deze teelten. In de synthese van de evaluatie (Van Eerd et al. 2012) is de bijdrage van de grondgebonden teelten overigens niet meegenomen. De bijdrage vanuit deze teelten wordt berekend met een verouderde emissiemodule, die voor sterk sorberende stoffen als niet betrouwbaar werd beoordeeld. Als gevolg hiervan wordt de emissie van deze stoffen overschat en omdat het zeer toxische stoffen betreft daarmee ook de milieubelasting. De toepassingen van abamectine en teflubenzuron in chrysanten leveren de hoogste bijdragen. De berekende milieubelasting van het

oppervlaktewater voor de sector groenteteelt onder glas is lager, vooral doordat er relatief minder verbruik is en aandeel teelt op substraat groter is. Bij toediening van stoffen aan het recirculatiewater is er een grotere kans op emissie door spui (Vermeulen et al. 2010). Het aantal stoffen dat op deze manier wordt toegepast is beperkt, waardoor de bijdrage van deze route aan het geheel beperkt is. De bijdrage van imidacloprid is hier het hoogst.

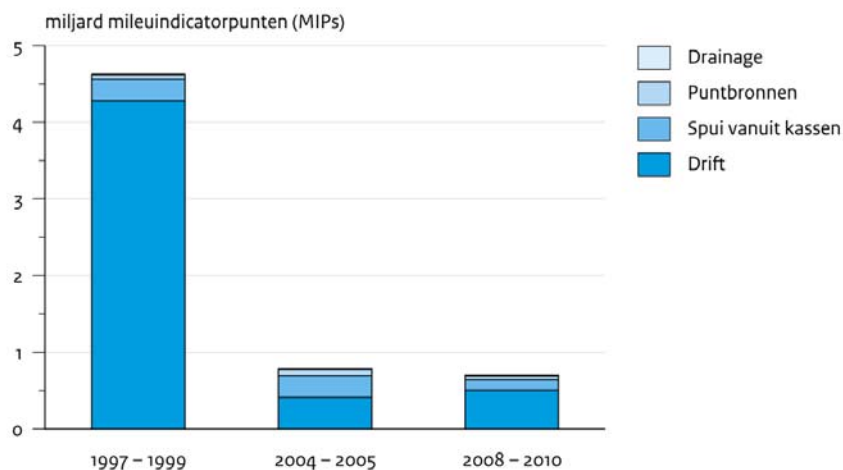


Figuur 4.2 Verandering van de berekende chronische belasting van het aquatisch milieu per sector in de bedekte teelten, gemiddeld per ha bedekte teelt. Substraat 1 omvat spuit-, LVM- en fogging-toepassingen op gewassen op substraatteelt, substraat 2 omvat toedieningen aan het recirculatiewater.

De berekende chronische belasting van het aquatisch milieu vanuit de bedekte teelten is met 68% afgenomen. Een kleine bijdrage, vanwege het geringe oppervlak, wordt geleverd door de sector Eetbare paddestoelen. Per ha is de belasting in deze sector hoog. De gemiddelde belasting per ha is in deze sector teruggelopen van 6,8 miljoen MIPs per ha naar 1,1 miljoen; een reductie van 84%.

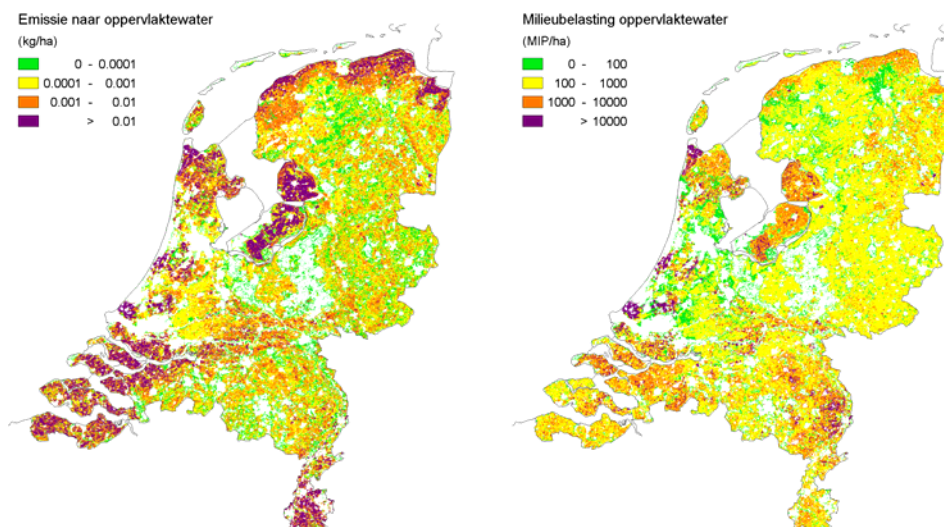
De belasting van het oppervlaktewater door drift is in de evaluatieperiode sterk afgenomen (Figuur 4.3). Toch wordt 70% van de milieubelasting nog steeds veroorzaakt door drift. Kassen leveren door de hoge belasting per hectare in 2008-2010 ongeveer 20% van de totale milieubelasting, puntbronnen zoals afspoeling vanaf erven ongeveer 10%. Drainage levert een relatief geringe bijdrage aan de totale milieubelasting, ondanks dat het de grootste emissieroute in kilogrammen is. In tegenstelling tot drainage komt drift onverdund in het oppervlaktewater terecht. Dit leidt tot hoge concentraties in het oppervlaktewater. Bovendien komen via drainage alleen stoffen die niet sterk aan de bodem gebonden worden in het oppervlaktewater terecht. Dergelijke stoffen – vooral herbiciden – hebben meestal een relatief hoge MTR, waardoor ze minder snel de norm overschrijden.

Milieubelasting van oppervlaktewater per emissieroute



Figuur 4.3 Verandering van de berekende chronische belasting van het aquatisch milieu per emissieroute.

Figuur 4.4 geeft de berekende emissies naar het oppervlaktewater en de berekende milieubelasting voor het eind van de evaluatieperiode. De berekende emissies zijn relatief hoog in de Flevopolders, de kop van Noord-Holland en delen van Zuid-Holland. Iets minder hoog zijn de emissies in Zeeland, het zuiden van Limburg en het noorden van Groningen en Friesland. Drainage en spui uit bedekte teelten kunnen het beeld grotendeels verklaren. In het beeld van de berekende milieubelasting komen deze gebieden terug. Het hoogst is de milieubelasting in gebieden met veel kasteelten (Westland en de omgeving van Venlo) en in gebieden met veel bollenteelt. Figuur 4.4 laat zien dat de relatieve bijdrage van de emissieroutes aan de milieubelasting regionaal sterk verschilt: landelijk is de bijdrage van drift dominant, maar regionaal kunnen andere emissieroutes (drainage en spui) belangrijker zijn.



Figuur 4.4 Kaartbeeld voor de eindperiode van de totale emissie naar oppervlaktewater (links) en de totale belasting van het aquatisch ecosysteem (rechts) van alle stoffen gezamenlijk. Wit zijn de gebieden zonder toepassingen.

4.3.3.3 Berekend risico voor het grondwater

De risico-indicator voor grondwater is gebaseerd op de langjarig gemiddelde uitspoelingsconcentratie en de drinkwaternorm ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ voor alle stoffen die in de berekeningen zijn meegenomen). In Tabel 4.12 is de berekende belasting van grondwater per sector gegeven (MIPs volgens vergelijking 4.5). In de evaluatieperiode is de berekende belasting van grondwater voor de Nederlandse land- en tuinbouw (open teelten) afgenomen met 39%, uiteenlopend van 20% voor de akkerbouw tot 65% voor de bloembollenteelt. Evenals bij het oppervlaktewater bepalen enkele stoffen een groot deel van de indicator. Hier zijn het vooral stoffen met een relatief lage sorptie die het beeld bepalen. De belangrijkste stoffen zijn de stoffen die afhankelijk van de pH in ionen splitsen; de negatief geladen delen (anionen) worden niet of nauwelijks gesorbeerd en zijn daarmee gevoelig voor uitspoeling.

Tabel 4.12 Verandering van de berekende belasting van grondwater per sector (- afname, + toename).

sector	begin	midden	eind	begin-midden	begin-eind		
	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	(%)	MIP/ha	(%)
open teelten							
akkerbouw	9849	8931	7849	917	-9	2000	-20
bloembollenteelt	136.154	57.434	48.315	78.720	-58	87.839	-65
boomkwekerij	12.569	4710	5086	7859	-63	7483	-60
fruitteelt	10.589	6940	5367	3649	-34	5221	-49
groenteteelt vollegrond	7987	7744	4964	243	-3	3023	-38
veehouderij	4478	2071	2542	2407	-54	1936	-43
gemiddeld	7427	4795	4551	2632	-35	2875	-39

4.3.3.4 Berekend risico voor het bodemleven

De NMI 3 berekent indicatoren voor het risico voor bodemleven als gevolg van toepassingen in de open teelt. De chronische belasting wordt gerelateerd aan het MTR bodem. Ontbrekende waarden zijn vervangen door de mediane waarde voor het MTR ($0,267 \text{ mg kg}^{-1}$, $n = 264$).

ETR chronisch

In Tabel 4.13 is de verandering van het chronische risico voor bodemleven per sector gegeven. Voor de open teelt-sectoren als geheel is een afname met 94% van het risico berekend. De stoffen die in referentieperiode de hoogste bijdrage leverden aan het risico voor bodemleven (propoxur, aldicarb, dichloorvos en simazin) zijn aan het eind niet meer gebruikt. Van der Linden et al. (2012) geeft de resultaten van de berekende acute belasting.

Tabel 4.13 Verandering van de berekende chronische belasting van het bodemleven per sector in de open teelten (- afname, + toename).

sector	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	(%)	MIP/ha	(%)
akkerbouw	1670	702	242	968	-58	1428	-86
bloembollenteelt	28.415	3133	1477	25.282	-89	26.938	-95
boomkwekerij	17.112	871	374	16.241	-95	16.738	-98
fruitteelt	39.727	702	632	39.025	-98	39.095	-98
groenteteelt vollegrond	12.444	144	224	12.300	-99	12.220	-98
veehouderij	119	4	4	115	-97	115	-97
gemiddeld	1595	252	96	1343	-84	1499	-94

4.3.3.5 Berekend risico voor het terrestrisch ecosysteem

De NMI 3 berekent indicatoren voor het risico voor het terrestrisch ecosysteem als gevolg van toepassingen in de open teelten. De chronische opname door het standaard organisme (Kruijne et al. 2012a) wordt gerelateerd aan de No Observed Effect Dose (NOED) voor vogels (patrijs). De NOED is beschikbaar voor 93 van de 288 werkzame stoffen. Voor 152 stoffen is de NOED gelijkgesteld aan $0,1 \times LD50$. Voor de resterende 24 stoffen is de mediaan voor de NOED = $26,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ($n = 245$) gebruikt ter vervanging van ontbrekende waarde.

In Tabel 4.14 is de verandering van het chronische risico voor het terrestrisch ecosysteem per sector gegeven. Voor de open teelt als geheel is een afname van het risico berekend met 52%. Alleen in de bollensector is een toename van het chronische risico voor het terrestrisch ecosysteem berekend (32%). Voor deze sector wordt de grootste bijdrage berekend voor toepassingen van de stoffen ethoprofos (begin) en dichlobenil (eind). Van der Linden et al. (2012) geeft de resultaten van de berekende acute belasting.

Tabel 4.14 Verandering van de berekende chronische belasting van het terrestrisch ecosysteem per sector in de open teelten (- afname, + toename).

sector	begin	midden	eind	begin-midden		begin-eind	
	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	MIP/ha	(%)	MIP/ha	%
akkerbouw	202	84	106	117	-58	96	-47
bloembollenteelt	495	451	653	43	-9	-158	32
boomkwekerij	6545	4435	2735	2111	-32	3810	-58
fruitteelt	912	1401	366	-488	54	547	-60
groenteteelt vollegrond	752	56	61	695	-93	691	-92
veehouderij	16	6	4	9	-59	11	-73
gemiddeld	138	82	66	57	-41	72	-52

4.4 Verschillen tussen NMI 2 en NMI 3

Voor deze evaluatie en de tussenevaluatie uitgevoerd in 2006 zijn verschillende versies van de NMI gebruikt. Aanbevelingen uit de tussenevaluatie, wetenschappelijke ontwikkelingen en de beschikbaarheid van gegevensbestanden zijn de drijfveren geweest voor de uitbreiding en de verfijning van het instrumentarium. De NMI 3 bevat nieuwe modules voor drainage, drift en spui vanuit kassen met teelt op substraat. Bovendien maakt de NMI 3 voor alle toepassingen een vertaling van emissies naar het risico voor

waterleven (Kruijne et al. 2012a,b). Dit alles levert een completer beeld van de trends in het milieurisico.

Als gevolg van de vele wijzigingen in de methodiek en de verbeteringen van sommige onderdelen van de invoergegevens kunnen de uitkomsten van beide modelversies aanzienlijk verschillen. Met uitzondering van de driftmodule is het effect van individuele aanpassingen op het verschil in uitkomsten van beide modelversies niet systematisch onderzocht. In deze sectie worden de verschillen op hoofdlijnen verklaard aan de hand van de resultaten van een modelberekening met de NMI 2 in combinatie met de nieuwe stofgegevens op basis van Ctgbase en wordt een opsomming gegeven van de belangrijkste wijzigingen in het instrumentarium.

Om een betere vergelijking met de tussenevaluatie te maken zijn de berekeningen uit de tussenevaluatie met de NMI 2 herhaald met de nieuwe stofgegevens op basis van Ctgbase. Nieuwe stofgegevens zijn beschikbaar voor de 288 werkzame stoffen en 33 metabolieten in de NMI 3. Voor zover deze stoffen aanwezig zijn in de NMI 2, vervangen de nieuwe gegevens de oude stofgegevens op basis van Ctbase. De gegevens van de overige werkzame stoffen en metabolieten in de NMI 2 zijn ongewijzigd. Van der Linden et al. (2012) geeft details van de vergelijking van de twee rekeninstrumenten. In onderstaande wordt alleen een samenvatting gegeven.

Ter controle is vastgesteld dat het volume verbruik per sector gelijk is aan het verbruik in de tussenevaluatie. Met de nieuwe stofgegevens berekent de NMI 2 vrijwel dezelfde reductiepercentages voor de emissie naar oppervlaktewater, grondwater en lucht als in de tussenevaluatie. De absolute hoeveelheid emissie is lager dan in de tussenevaluatie. Dit is het gevolg van een aantal correcties van fysisch-chemische eigenschappen van de stoffen in de NMI-database. De reductie van de berekende emissie naar oppervlaktewater per sector kan met de nieuwe stofgegevens voor individuele stoffen zowel groter als kleiner zijn dan in de tussenevaluatie, maar over alle stoffen heen is het effect op de trend verwaarloosbaar.

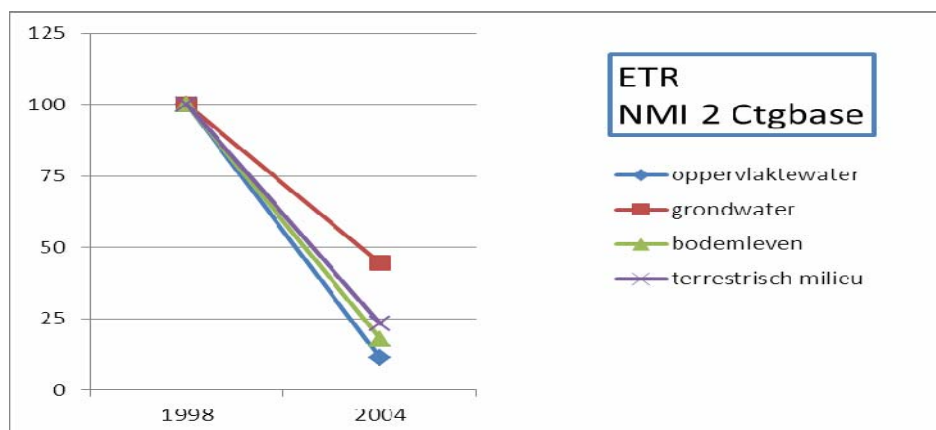
De reductie van de berekende driftemissie is gelijk aan de tussenevaluatie; omdat het driftproces niet afhankelijk is van stoffeigenschappen zijn de berekende hoeveelheden in 1998 en 2004 gelijk. Hetzelfde geldt voor de emissie via erfafspoeling als gevolg van behandeling van plantgoed. De reductie van de berekende laterale uitspoeling is vrijwel gelijk aan het resultaat van de tussenevaluatie; de absolute hoeveelheden zijn lager als gevolg van een aantal correcties van fysisch-chemische eigenschappen van werkzame stoffen en/of metabolieten. Deze vrachten zijn in de NMI 2 niet vertaald naar risico en zijn in de tussenevaluatie niet meegenomen in de berekening van de reductie van het risico voor waterleven. Voor emissies vanuit kassen wordt met de nieuwe stofgegevens een toename berekend, wat een trendbreuk is ten opzichte van de geringe reductie in de tussenevaluatie. Dit kan het gevolg zijn van een aantal correcties van de dampdruk van de stoffen in de NMI-database, maar dit is niet verder onderzocht.

De reductie van het risico voor waterleven in het eerste deel van de evaluatieperiode is met de nieuwe stofgegevens in de NMI 2 gelijk aan 89% (Figuur 4.5). In de tussenevaluatie was de reductie van het risico voor waterleven 86% (Figuur 4.6). Het reductiepercentage voor het risico voor grondwater is met 55% vrijwel ongewijzigd; dit was 56% in de tussenevaluatie.

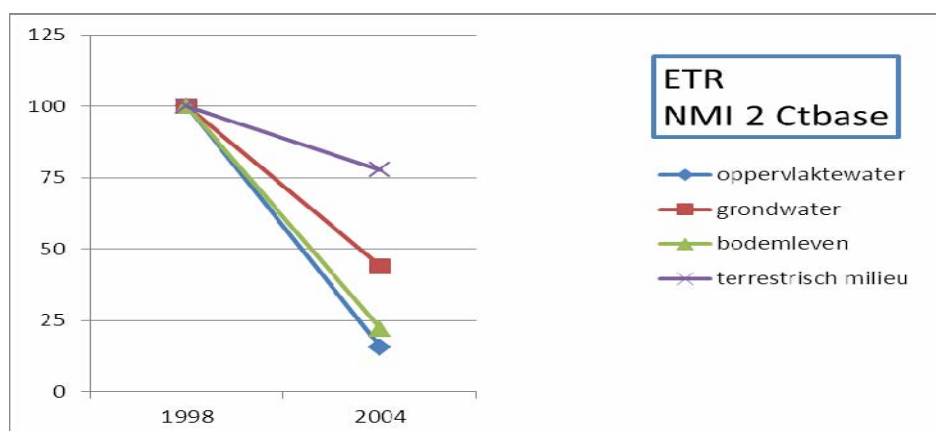
Het reductiepercentage voor het chronische risico voor bodemleven is met de nieuwe stofgegevens 82%; dit was 78% in de tussenevaluatie. De reductie voor het chronische risico voor het terrestrisch ecosysteem is met de nieuwe stofgegevens 77%. Dit was 22% in de tussenevaluatie (geen tabel opgenomen in Van der Linden et al. 2006).

Met de NMI 2 en de nieuwe stofgegevens is een wat grotere reductie van het risico voor waterleven, bodemleven en voor uitspoeling naar grondwater berekend dan in de tussenevaluatie met oude stofgegevens. De conclusie luidt dat de verbeteringen in de stofgegevens voor deze compartimenten een gering effect hebben op de trends in het risico zoals berekend in de tussenevaluatie.

De resultaten van de NMI 3 zijn, door de vele veranderingen, niet direct vergelijkbaar met de resultaten van de NMI 2. De verschillen in berekeningswijzen zijn vooral verschillend voor de bedekte teelten. Aangezien de berekende bijdragen van drainage aan de belasting van het aquatische ecosysteme relatief gering zijn, zijn de resultaten van de NMI 2 nog het best vergelijkbaar met de resultaten voor de open teelten zoals berekend met de NMI 3. De NMI 3 berekent voor deze teelten een reductie van gemiddeld 87%; zeer vergelijkbaar met de resultaten van de NMI 2. Voor de bedekte teelten is een vergelijking niet zinvol.



Figuur 4.5 Resultaten berekening NMI 2 met nieuwe stofgegevens in Ctgbase. Trends in de periode 1998-2004 van het risico voor waterleven, grondwater, bodemleven en het terrestrisch ecosysteem (berekeningen conform de tussenevaluatie met de stofgegevens uit de eindevaluatie: Exposure Toxicity Ratio gerelateerd aan respectievelijk het MTR water, het drinkwatercriterium, het MTR bodem en de NOED voor vogels).



Figuur 4.6 Resultaten tussenevaluatie uit (Van der Linden et al. 2006). (Berekening NMI 2 met stofgegevens Ctbase, ter vergelijking met Figuur 4.5).

Aanpassingen die van invloed zijn op de berekende emissies

De emissie-indicatoren berekend met de nieuwe versie NMI 3 wijken af van de resultaten NMI 2 in de tussenevaluatie. Hier volgt een korte opsomming van de belangrijkste wijzigingen:

- Voor spuittoepassingen in de open teelten is er een nieuwe driftmodule met ruimtelijke differentiatie van slootprofielen. In de NMI 3 zijn alleen kavelsloten opgenomen; de selectie is gemaakt voor het Scenario Beslisboom Water en omvat 70% van de lengte van alle waterlopen in Nederland < 9 m breedte. Voor de NMI 3 zijn nieuwe driftemissiecijfers afgeleid voor de relevante combinaties van gewas, techniek en teeltvrije zone. De cijfers zijn in samenwerking met WUR-PRI gecontroleerd op consistentie en worden bij het genereren van de NMI 3-database gecombineerd met de implementatiegraden van emissiereducerende maatregelen tot samengestelde driftcijfers.
- Voor spuittoepassingen in de open teelten is een module voor atmosferische depositie ingebouwd.
- Laterale uitspoeling naar het oppervlaktewater is vervangen door een drainagemodule.
- Voor de glastuinbouw zijn drie nieuwe modules opgenomen voor verschillende typen toepassingen in de teelt op substraat.
- Voor de lozing van condenswater uit bewaarruimten is een emissiefactor toegevoegd aan het rekenschema.
- Er is een nieuwe module voor de uitspoeling naar grondwater ingebouwd.
- Voor alle stoffen zijn de gegevens gebaseerd op Ctbase en er zijn naar aanleiding van controles een aantal correcties doorgevoerd in de oude stofgegevens. Er is een nauwkeuriger stofselectie uitgevoerd en er zijn minder metabolieten in de NMI 3 opgenomen.

Voor spuittoepassingen in de open teelten zijn de emissies berekend met een nieuwe driftmodule en een nieuwe module voor atmosferische depositie en met ruimtelijke differentiatie van het slootprofiel en de breedte van het wateroppervlak. Emissies als gevolg van drainage zijn toegevoegd aan de totale emissies. De wijzigingen in de invoergegevens over slootlengten, slootprofielen en driftcijfers en het nieuwe model NMI 3 Drift Calculator voor het genereren van de driftcijfers voor alle combinaties leidt tot andere resultaten voor drift dan in de tussenevaluatie met de NMI 2. De totale hoeveelheid drift is met de nieuwe

NMI 3 hoger voor de sectoren akkerbouw, veehouderij en boomkwekerij, maar lager voor de sectoren fruitteelt en groenteteelt vollegrond. Voor de sector bloembollen is de hoeveelheid drift met de nieuwe NMI 3 in het jaar 1998 lager en in het jaar 2004 hoger. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de correcties van een aantal driftcijfers.

Voor emissies uit de kas zijn drie nieuwe modules opgenomen voor verschillende toepassingen in de teelt op substraat. Voor twee van deze varianten (toediening met de voedingsoplossing en spuiten van vruchtgroenten in de kas) worden aanzienlijk hogere emissies naar het oppervlaktewater berekend dan met de NMI 2. Voor de derde variant, spuittoepassingen in de potplanten teelt worden veelal lagere emissies berekend dan bij de andere soorten toepassingen in de teelt op substraat. Met de module voor toepassingen in de grondgebonden teelt worden veel lagere emissies berekend dan voor de substraatteelten; deze module is daarentegen vrijwel ongewijzigd overgenomen van de NMI 2.

Aanpassingen die van invloed zijn op het berekende risico

De uitkomsten van de risico-indicatoren in de nieuwe, verbeterde versie NMI 3 wijken af van de resultaten uit de tussenevaluatie. In aanvulling op de wijzigingen die van invloed zijn op de emissies, volgt hier een korte opsomming van de belangrijkste wijzigingen die van invloed zijn op de uitkomsten van de risico-indicatoren:

- alle emissies vertaald naar risico;
- de ruimtelijke differentiatie van de dimensies van de kavelsloot²;
- de temperatuurgegevens in de sloot op dagbasis;
- de nieuwe stofgegevens en normen.

In de tussenevaluatie was de berekende trend in het risico voor waterleven alleen gebaseerd op drift en erfafspoeling. Differentiatie van slootdimensies leidt tot ruimtelijke variatie in de deposities op het wateroppervlak, de initiële concentratie in de kavelsloot én het verloop van de concentratie in de tijd. Ook het gebruik van temperatuurgegevens op dagbasis leidt tot een ander verloop van de concentraties in de sloot, ten opzichte van gegevens op maandbasis in de NMI 2. De manier waarop deze veranderingen doorwerken in de tijdgewogen gemiddelde blootstellingsconcentratie verschilt in ruimte en tijd (dag waarop emissies plaatsvinden) en per stof.

Een deel van deze wijzigingen in de uitkomsten werken minder zichtbaar door in de berekening van de trend. Processen die afhankelijk zijn van stoffeigenschappen kunnen een niet-lineair verband hebben met de uitkomsten; de doorwerking in de trend is in dit soort gevallen niet op voorhand bekend.

4.5 Samenvatting en conclusies

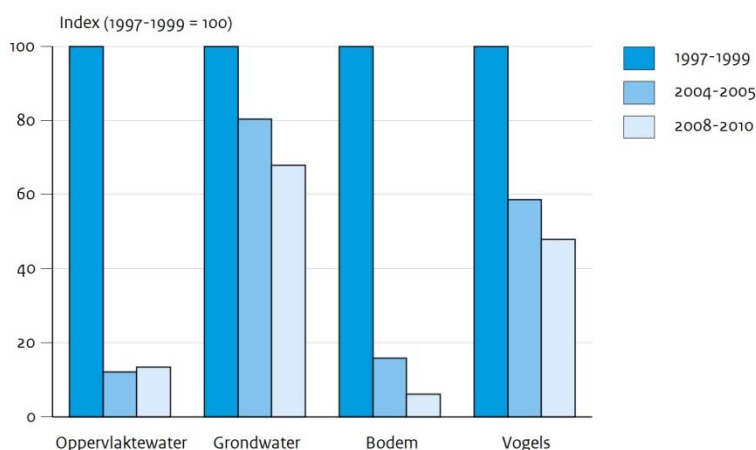
Figuur 4.7 toont de trends van het risico voor het waterleven veroorzaakt door open teelten, het grondwater, het bodemleven en het terrestrisch ecosysteem, berekend voor de Nederlandse land- en tuinbouw met de indicator op basis van de verhouding tussen blootstellingsconcentratie en toxiciteit (exposure toxicity ratio). Anders dan in de tussenevaluatie is de indicatorwaarde van een toepassing gerelateerd aan de landbouwarealen in de betreffende periode

² In absolute zin geeft de NMI 2 lagere uitkomsten omdat daar de belasting per gridcel van 1 km² werd gegeven; in de NMI 3 is dat per ha.

(begin, midden of eind). De berekende reductie van het risico voor het waterleven is 87% voor de open teelten. Met de NMI 2 werd voor de eerste helft van de evaluatieperiode een reductie van 89% berekend, met dezelfde stofgegevens als in de NMI 3. De bedekte teelten blijven hierbij achter.

De berekende reductie van het risico voor uitspoeling naar het grondwater in de evaluatieperiode is 33%, van het risico voor bodemleven 94%, en van het risico voor het terrestrisch ecosysteem 52%. Voor de eerste helft van de evaluatieperiode zijn de berekende reducties van het risico voor het grondwater 20%, van het risico voor bodemleven 84%, en van het risico voor het terrestrisch ecosysteem 41% (zie Figuur 4.7). Bij de indicatoren voor oppervlaktewater, bodem en terrestrisch ecosysteem bepaalt steeds een beperkt aantal stoffen een groot deel van de milieubelasting en het verloop daarin.

Belasting milieucompartimenten



Figuur 4.7 Trends van het chronische risico voor waterleven, grondwater, bodemleven en het terrestrisch ecosysteem (berekend als Exposure Toxicity Ratio en gerelateerd aan het MTR water, het drinkwatercriterium, het MTR bodem, en de NOED voor vogels).

5 Evaluatie van de doelstelling met BMA en NMI

5.1 Beantwoording van deelvragen EDG

De BMA en de NMI kunnen ieder voor zich niet alle aspecten van de beleidsvragen beschouwen. Tabel 5.1 geeft aan welke aspecten met welk instrument kunnen worden beschouwd.

Tabel 5.1 Inzet van BMA en NMI voor het beschouwen van aspecten van beleidsvragen.

Informatie over	BMA	NMI 3	Opmerking
Doelen nota			
Overall milieudoel/KRW-doelen	x		Met de NMI 3 kunnen alleen trends worden berekend
Operationeel doel berekende milieubelasting		x	Met de BMA kunnen geen trends worden berekend
Bijdrage beleidsinstrumenten			
Veranderingen middelenpakket			Dit is invoer voor de NMI. Beide kunnen wel iets zeggen over wel/niet bereiken van oppervlaktewater
LOTV	x	x	Kalf en Roex (2004) geven aan dat de maatregelen niet terug te zien waren in de BMA.
Terugdringen illegaal gebruik	x		NMI 3 bevat uitsluitend gegevens over toegelaten gebruik
Besluit glastuinbouw	x	x	Zie ook LOTV. NMI
Geïntegreerde gewasbescherming		x	Alleen indirect, niet afzonderlijk
Dringend vereiste toelatingen		x	
Vamil/Mia			Alleen indirect, niet afzonderlijk
Regulering grondontsmetting			Er is besloten om natte grondontsmetting niet in de NMI 3 op te nemen, vanwege het specifieke gedrag in de bodem.
Overige aspecten			
Niet agrarische toepassingen	x	x	Uitbreiding NMI 3
Aanvoer vanuit het buitenland	x		
Land- en tuinbouwsectoren cq gewassen		x	
Bijdrage biociden	x		Biociden zijn niet opgenomen in de NMI
Stoffen met lage MTR's en/of snel afbreekbare verbindingen		x	Als MTR beneden de rapportagegrens ligt

5.2 Trends in oppervlaktewater met verschillende instrumenten

In hoofdstuk 3 is vastgesteld dat het met de gegeven set monitoringsresultaten niet mogelijk is om een trend vast te stellen; daarvoor is het verloop in analysepakketten te groot en zijn er te veel veranderingen in de locaties. Het algemene beeld is wel dat in het algemeen lagere concentraties en

normoverschrijdingen worden gevonden; de som van de SNO-waarden was in 2009 ongeveer 30% van de som in 1998. De NMI berekent een verbetering in de evaluatieperiode van circa 87% voor de open teelten en 68% voor de bedekte teelten. De modellen wijzen dus in dezelfde richting als de monitoringsgegevens. De BMA bevat concentraties van bestrijdingsmiddelen en hun metabolieten. Hiermee kan worden gerekend als hiervoor een norm voor concentratie in oppervlaktewater beschikbaar is. Toegelaten stoffen en niet-toegelaten stoffen worden meegenomen, maar de analysepakketten zijn niet alomvattend, omdat niet alle stoffen kunnen worden bepaald met de toegepaste analysemethoden. Ook stoffen die met water van grensoverschrijdende rivieren uit het buitenland worden meegevoerd kunnen in de metingen terechtkomen. Voor de NMI 3 geldt dat alleen stoffen, en een aantal metabolieten ervan, worden meegenomen, waarvoor een landbouwkundige toepassing is vastgesteld in een of meer van de reguliere bestrijdingsmiddelenenquêtes van CBS en/of LEI. Het aantal metabolieten dat in de NMI 3 wordt meegenomen is echter lager, omdat betrouwbare gegevens over gedrag in het milieu en/of toxiciteit in veel gevallen ontbreken. Als betrouwbare gegevens beschikbaar zouden zijn, dan zou de berekende milieubelasting hoger uitvallen. Over de trend kan echter geen uitspraak worden gedaan.

5.3 Stoffen die de grootste bijdrage aan de milieubelasting leveren

Deze paragraaf bespreekt de stoffen die in de periode 2008-2010 de grootste bijdrage aan de milieubelasting leverden. Er worden twee toptienlijsten gepresenteerd, één gebaseerd op de metingen (Tabel 5.2) en één gebaseerd op de modelberekeningen (Tabel 5.3). De verschillen tussen de twee lijsten worden verklaard.

Een tiental stoffen met een lage MTR bepaalt samen het leeuwendeel van de berekende milieubelasting in de periode 2008-2010 (Tabel 5.3). Opvallend is dat dit grotendeels dezelfde stoffen zijn, die ook bij de tussenevaluatie bovenaan stonden. Opvallend is ook dat er twee stoffen (pyraclostrobine en lufenuron) in de top tien staan die pas na de tussenevaluatie een toelating hebben gekregen. Om de operationele doelstelling van 95% reductie te kunnen halen, zou beleid gevoerd moeten worden om de milieubelasting door de top tien stoffen te verminderen. Tot dusverre is dit nauwelijks gebeurd: het gebruik van een deel van deze stoffen is sinds de tussenevaluatie namelijk toegenomen. De stoffen die bovenaan staan waren in de periode 2008-2010 allemaal toegelaten. Dat een toelating geen garantie biedt voor het voldoen aan het MTR komt onder andere doordat in de toelating met andere (soepelere) normen gerekend wordt en doordat in de huidige toelatingsbeoordeling de milieubelasting door drainage en kassen te laag wordt ingeschat.

Zelfs al zou de berekende milieubelasting met 95% verminderd zijn, dan nog is dat geen garantie dat het hoofdoel van de nota – géén overschrijding van het MTR – gehaald wordt. Dat blijkt uit de top tien van probleemstoffen gebaseerd op metingen in de bestrijdingsmiddelenatlas (Tabel 5.2). Op deze lijst staan stoffen, die niet in de lijst met berekende probleemstoffen voorkomen. Om het hoofdoel van de nota te halen, moet daarom ook de milieubelasting door de gemeten probleemstoffen omlaag.

Dat de lijsten met gemeten en berekende probleemstoffen verschillen, heeft verschillende oorzaken. Door onzorgvuldig gebruik of door gebrekkige naleving

van (bijvoorbeeld) driftreducerende maatregelen kunnen stoffen in het oppervlaktewater terecht komen, die vervolgens in de top tien van gemeten probleemstoffen terecht kunnen komen. Dit gebruik komt niet in de lijst met berekende probleemstoffen naar voren, omdat de NMI uitgaat van goede landbouwpraktijken. Daarnaast kan er sprake zijn geweest van emissieroutes die niet in de NMI zijn meegenomen. Eén van deze routes is oppervlakkige afspoeling, waarbij water direct van plassen op het perceel naar de sloot stroomt. Dergelijke plassen kunnen na bespuiting gewasbeschermingsmiddelen bevatten, wat tot aanzienlijke belasting van naastgelegen sloten kan leiden (Kroonen-Backbier en Van der Hulst 2009). Een andere route is drainage vanuit grondgebonden teelten in kassen. Deze route is bij de berekening van de toptienlijst niet meegenomen, omdat de huidige beschrijving als achterhaald wordt beoordeeld vanwege overschatting van de uitspoeling van sterk sorberende stoffen. Andersom zijn er ook stoffen die volgens de berekeningen een hoge bijdrage leveren, maar die niet op de lijst met gemeten probleemstoffen worden aangetroffen. Dit betreft stoffen met een MTR die beneden de rapportagegrens ligt. Als een dergelijke stof niet aangetoond is, dan is dat geen garantie dat de stof niet in een concentratie boven het MTR aanwezig geweest is. Daarnaast is het meetprogramma sterk bepalend voor de kans dat een stof wordt aangetroffen. Alleen als er kort na toediening van een middel gemeten wordt, bestaat er bijvoorbeeld een kans om een stof aan te treffen.

Tabel 5.2 Top tien van de meest milieubelastende werkzame stoffen (2007-2009) volgens metingen in de bestrijdingsmiddelenatlas. De stof met de meeste normoverschrijdingen staat bovenaan.

Stof	Werkings- gebied	Belangrijkste gewassen	Oppervlakte met gebruik ¹ (ha)	MTR (ng/l)	Toelatings- criterium (ng/l)
imidacloprid	insecticide	aardappelen, bloemen onder glas, bloembollen en fruit	35.000	13	1470
pirimifos- methyl	insecticide	bloembollen en bloemen onder glas	4000	2	1,2
carbendazim ³	fungicide	bloembollen, groenten en bloemen onder glas	1000	500	3100
dichloorvos	insecticide	potplanten	-	0,7	19
desethyl- terbuthylazin ²	herbicide	maïs	83.000	2,4	-
chloorpyrifos	insecticide	potplanten	-	3	100
metribuzin	herbicide	aardappelen en asperges	110.000	52	790
isoproturon	herbicide	tarwe	60.000	320	1300
kresoxim- methyl	fungicide	uien, bloembollen, tarwe, fruit en bloemen onder glas	60.000	15	6650
pirimicarb	insecticide	fruit, bloembollen, erwten en aardappelen	29.000	90	190

¹ Volgens CBS/Statline (2010)

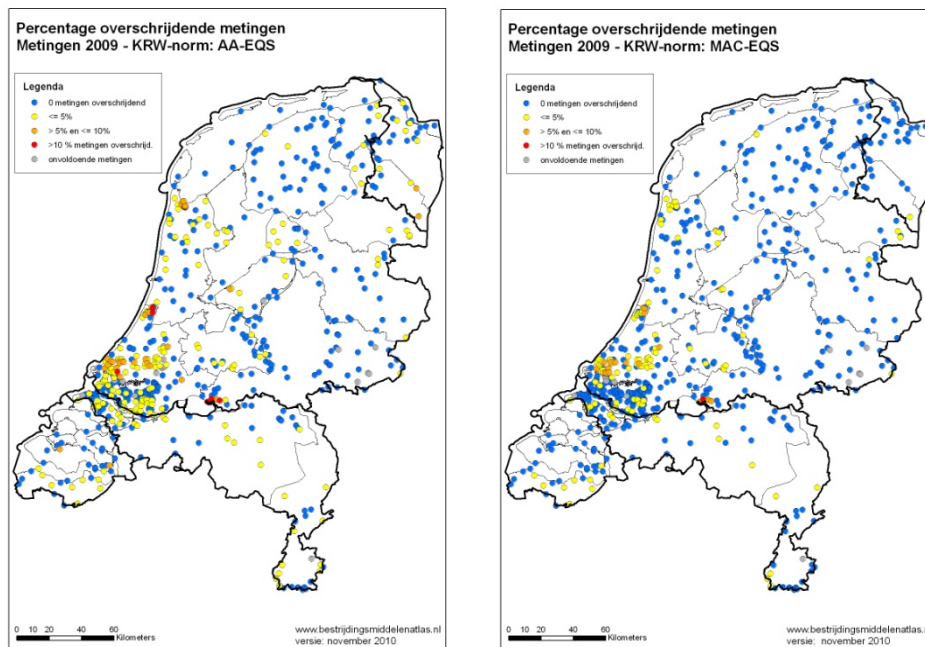
Tabel 5.3. Top tien van de meest milieubelastende werkzame stoffen (2008-2010) volgens modelberekeningen. De stof die de meeste milieubelasting veroorzaakt staat bovenaan.

Stof	Werkings- gebied	Gewassen met grootste berekende milieubelasting	Oppervlakte met gebruik ¹ (ha)	MTR (ng/l)	Toelatings- criterium (ng/l)
teflubenzuron	insecticide	spruitkool en komkommers	4000	0,01	1,33
esfenvaleraat	insecticide	tulpen, lelies en aardappelen	75.000	0,07	10
pyridaben	insecticide	rozen en komkommers	12.000	0,074	110
abamectine	insecticide	peren	15.000	0,04	600
captan	fungicide	tulpen, appels, lelies en peren	21.500	110	31.000
deltamethrin	insecticide	tarwe, prei, lelies en aardbeien	95.000	0,3	3,2
lambda- cyhalothrin	insecticide	granen, aardappelen, granen, tulpen en lelies	150.000	0,29	10
imidacloprid	insecticide	komkommers, aardappelen, lelies en tulpen	35.000	13	1470
pyraclostrobine	fungicide	tulpen, lelies en tarwe	130.000	23	800
lufenuron	insecticide	rozen	1000	0,2	33

¹ Volgens CBS/Statline (2010)

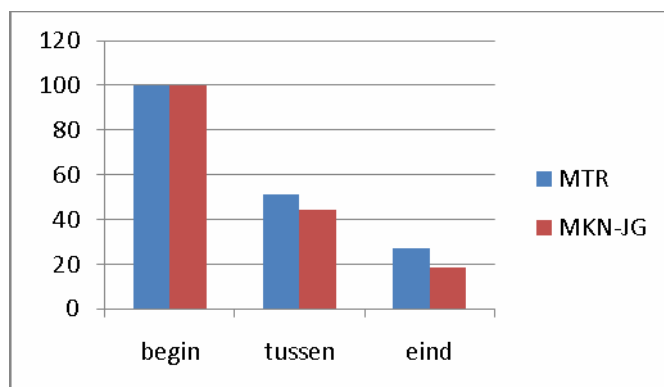
5.4 Toetsing aan KRW-normen

Het beeld dat wordt verkregen na het toetsen van de bestrijdingsmiddelenconcentraties aan de Europese milieukwaliteitseisen verschilt enigszins van het beeld dat verkregen wordt na toetsing op basis van MTR-overschrijdingen. Dit komt voornamelijk omdat met de komst van de KRW, de zogenaamde Fraunhofer-methode wordt gebruikt om EU-milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater vast te stellen. Binnen deze Fraunhofer-methode is sprake van een jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (MKN-JG, internationaal EQS-AA (annual average environmental quality standard)) en een maximaal aanvaardbare concentratie (MKN-MAC, internationaal EQS-MAC (maximum allowable concentration EQS)). Het samenvoegen van metingen door de tijd en ruimte verloopt voor beide normen anders. Toetsing aan de MKN-JG gebeurt na berekening van de jaargemiddelde concentratie. De metingen worden hiervoor per maand samengevoegd en van deze twaalf gemiddelde waarden wordt een jaargemiddelde bepaald. Voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MKN-MAC) wordt de maximale meetwaarde genomen binnen een jaar. Voor de KRW geldt het one-out-all-out-principe, wat betekent dat een stof aan beide normen moet voldoen. Evenzo moet een locatie voor alle stoffen aan beide normen voldoen. De toetsing van de concentraties, zoals gemeten in 2009, aan de jaargemiddelde norm (AA) en de MAC is te zien in Figuur 5.1. Ook volgens deze kaartbeelden worden de meeste overschrijdingen in de provincie Zuid-Holland gevonden en in de bollengebieden.



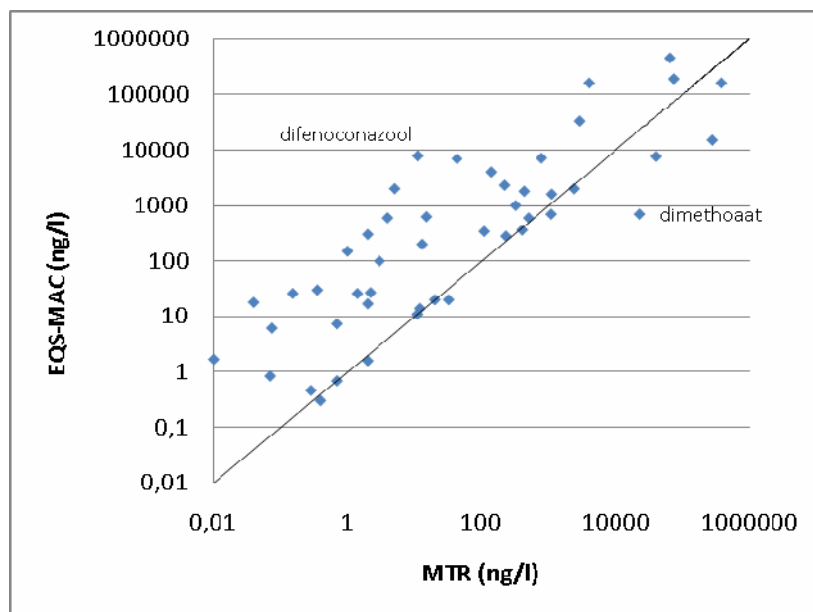
Figuur 5.1 Jaargemiddelde (links) en Maximale Aanvaardbare Concentratie (rechts) overschrijdende metingen (% van gemeten stoffen).

Resultaten van berekeningen met de NMI 3 zijn weergegeven in Figuur 5.2 voor stoffen (in totaal 42) waarvoor een MKN-JG beschikbaar is. In de trend zijn slechts kleine verschillen te zien met de trend voor geheel Nederland op basis van MTR. Dat neemt niet weg dat de onderliggende normen (afgeleid van toxiciteitsgegevens) behoorlijk kunnen verschillen. Figuur 5.3 en Figuur 5.4 geven een vergelijking tussen MTR-waarden en MKN-MAC (EQS-MAC) en MKN-JG (EQS-AA). De diagonale lijnen geven de een-op-een-relatie; als een punt op de lijn ligt dan zijn de normen gelijk. Voor de meeste stoffen ligt de MKN-MAC boven het MTR. Voor bijvoorbeeld dimethoaat ligt de norm echter bijna twee orden van grootte onder het MTR. Een voorbeeld van een stof waarvoor de toxiciteit lager wordt ingeschat (MKN-MAC is drie orden van grootte hoger) is difenoconazool. Deze verschillen komen niet door verschillen in de methode, maar doordat nieuwe gegevens beschikbaar zijn gekomen bij de afleiding van de nieuwe normen.

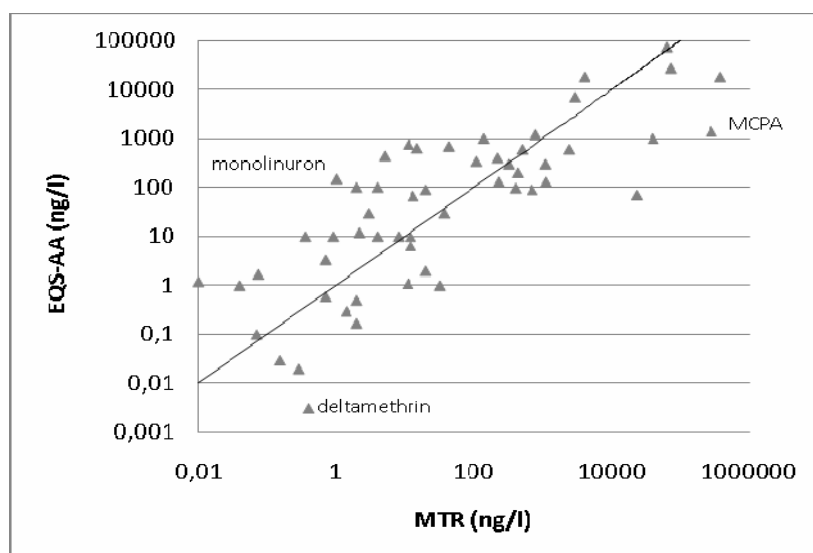


Figuur 5.2 Reductie van de milieubelasting van oppervlaktewater op basis van MTR respectievelijk MKN-JG voor stoffen waarvoor de MKN-JG beschikbaar is.

Voor de vergelijking is de MKN-JG belangrijker. Gemiddeld ligt de MKN-JG een factor 1,2 hoger. Dit is in verhouding weinig, waardoor een niet heel andere trend wordt verwacht. Dit is te zien in Figuur 5.2. Voor deltamethrin is het MTR al laag. De MKN-JG ligt daar nog een factor 130 onder. Dit verklaart het feit dat deze stof de berekende trend bepaalt als uitgegaan wordt van de MKN-JG. Voor abamectine en monolinuron wordt de toxiciteit nu minder hoog ingeschat. Deze stoffen dragen nu veel minder bij aan de milieubelasting.



Figuur 5.3 Vergelijking van MTR en MKN-MAC (EQS-MAC).



Figuur 5.4 Vergelijking van MTR en MKN-JG (EQS-AA).

5.5 Conclusies

De meest toxische stoffen leveren de grootste bijdrage aan de belasting met alle stoffen van het Nederlandse oppervlaktewater; deze stoffen zijn vrijwel allemaal insecticiden met een $MTR \leq 1 \text{ ng L}^{-1}$. Over het algemeen zijn deze stoffen

relatief weinig mobiel en breken snel af in de bodem en in het oppervlaktewater. Sommige van deze stoffen bevinden zich vooral in de waterbodem en veel minder in de waterfase. Als gevolg van de eigenschappen van deze zeer toxische stoffen is de kans dat deze in het oppervlaktewater via metingen worden aangetroffen veelal kleiner dan bij de meeste herbiciden. De bijdrage van deze stoffen aan de belasting van het oppervlaktewater verloopt in veel gevallen via spray drift (zie hoofdstuk 4). Ten slotte geldt voor alle stoffen die in deze sectie zijn uitgelicht dat de absolute belasting in 2008 lager is dan in 1998.

Op basis van de gemiddelde verhouding in de normwaarden worden geen andere trends voor oppervlaktewater verwacht als wordt overgestapt op KRW-normen. Omdat voor individuele stoffen de KRW-normen sterk afwijken van het MTR, zullen andere stoffen echter de boventoon gaan voeren. Dat de nieuwe normen afwijken komt overigens vooral doordat er nieuwe gegevens zijn meegenomen bij het afleiden van de normen en niet doordat de methodiek veranderd is (Bodar en Smit 2008).

Om de milieubelasting verder te verlagen kan worden ingezet op vervanging of inperking van stoffen met een lage normwaarde. Ook aanvullende emissiereducerende maatregelen en een betere naleving van deze maatregelen kunnen de belasting verder terugdringen.

6 Berekende milieubelasting vanuit niet-landbouw

Dit hoofdstuk geeft de milieubelasting met gewasbeschermingsmiddelen die professioneel buiten de landbouw worden gebruikt. Voor deze toepassingen zijn veel minder onderliggende gegevens beschikbaar dan voor toepassingen binnen de landbouw. Voor zowel het gebruik als voor de behandelde oppervlakken moest in hoge mate expert judgement worden toegepast. Om deze reden is niet regionaal gedifferentieerd, maar met gemiddelde waarden voor geheel Nederland gerekend. De gepresenteerde resultaten kunnen niet bij de resultaten van hoofdstuk 4 worden opgeteld.

Ten opzichte van de tussentijdse evaluatie zijn de inzichten over de mate van emissies bij toepassingen op verhardingen behoorlijk gewijzigd. De gepresenteerde getallen zijn niet vergelijkbaar met de getallen in de tussenevaluatie.

6.1 Overzicht niet-agrarische terreinen

Tabel 6.1 geeft een overzicht van het niet-landbouwkundig areaal in Nederland in 1998 en 2008. In 2008 is er een geringe toename van het niet-landbouwkundig areaal, van 1,63 naar 1,72 miljoen ha.

Tabel 6.1 Overzicht niet-landbouwkundig areaal in Nederland (naar Kempenaar et al. 2009).

Terreintype	1998	2008
	ha	ha
Wegen buiten bebouwde kom	148.800	154.600
Wegen en verhardingen binnen bebouwde kom	68.200	70.600
Wateren en oeverstroken	389.487	394.487
Defensie terreinen	27.165	27.165
Spoorwegen	8863	8400
Bedrijventerreinen binnen bebouwde kom	38.900	46.900
Industrieterreinen buiten bebouwde kom	58.500	70.500
Woningbouwverenigingen	125.000	137.500
Particuliere woningen		
Landgoederen		
Agrarische erven		
Volkstuinen	4600	3900
Bos en natuur	600.000	640.000
Openbaar groen binnen bebouwde kom	100.000	100.000
Recreatie	29.000	32.500
Sportterreinen	31.300	33.000
Totaal	1.629.815	1.719.552

6.2 Verbruik van gewasbeschermingsmiddelen op niet-agrarische terreinen

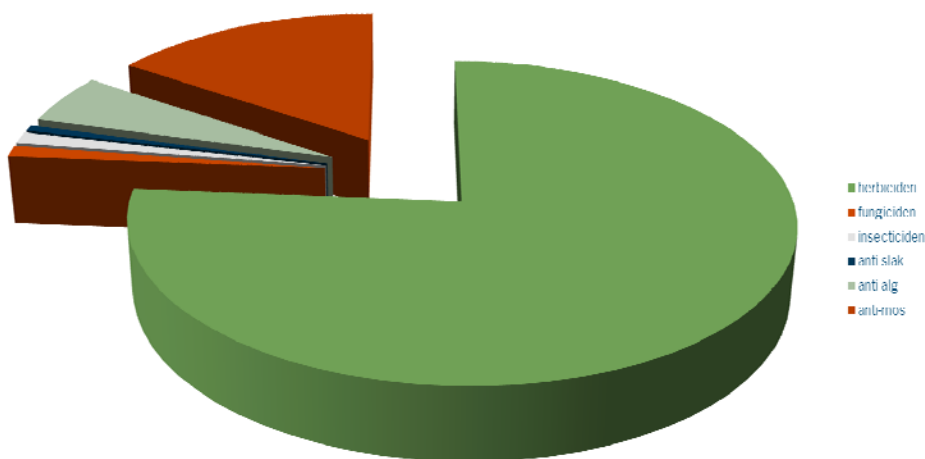
Op basis van literatuur, interviews, expert judgement en een DOB-database (duurzaam onkruidbeheer verhardingen) zijn schattingen gemaakt van het verbruik van verschillende stoffen op de verschillende terreinen. Per terreintype (Tabel 6.1) werd een onderverdeling gemaakt naar zes categorieën (Tabel 6.2)

waarvoor verbruik en emissies werden berekend door middel van een spreadsheet model. In Kempenaar et al. (2009) was nog sprake van vijf categorieën. Omdat er grote verschillen in afspoeling zijn tussen verschillende verhardingen, is een extra categorie toegevoegd. De accuratesse van de gegevens is niet te vergelijken met de verbruiksgegevens in de landbouw zoals die in de NMI zijn opgenomen. Mede hierdoor worden de resultaten op een hoog aggregatieniveau gepresenteerd, namelijk per type middel en per categorie.

Tabel 6.2 Toelichting op de toegepaste categorieën grondgebruik per terreintype.

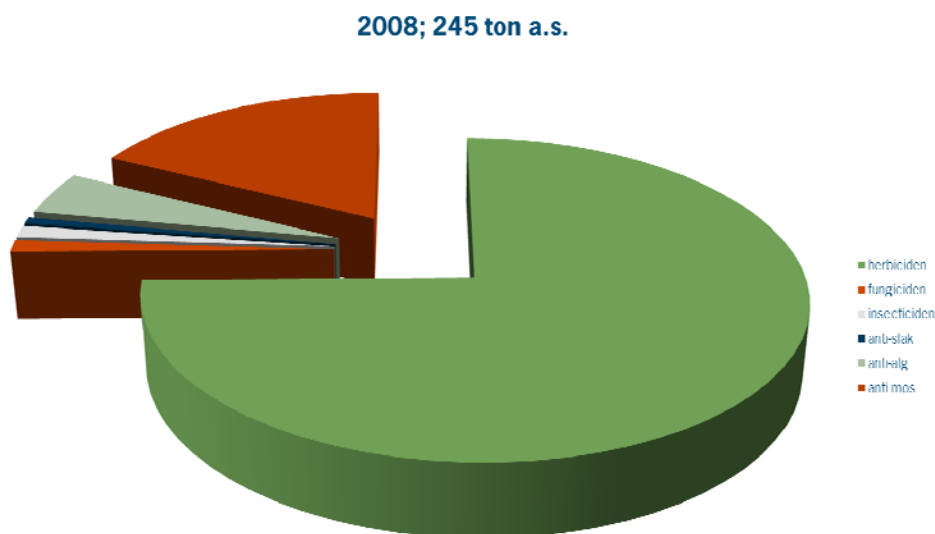
Categorie	Omschrijving
verhardingen A	Alle gesloten en half-open verhardingen, kans dat neerslag in oppervlaktewater komt is relatief groot (gesloten en half open verhardingen)
verhardingen B	Open verhardingen, geen regenwaterafvoersysteem, kans op oppervlakkig afstroming regenwater naar oppervlaktewater is relatief klein (open verhardingen)
gras	Gras en kunstgras, openbaar en privé, met beheer (gras)
beplantingen	Overige beplanting met beheer, openbaar en privé (beplanting)
natuur	Bos, heide, natuurstroken, geen of verwaarloosbaar beheer (natuur)
water/oeverstroken	Oppervlaktewater, oeverstroken (water/oeverstrook)

1998; 254 ton a.s.



Figuur 6.1 Geschat niet-landbouwkundig verbruik in 1998.

Het aandeel herbiciden is in beide jaren ongeveer gelijk, circa 75%. Fungiciden, insecticiden en mollusciciden (antislakstoffen) worden op beperkte schaal ingezet, in beide jaren tesamen minder dan 5% van het verbruik. Anti-mos- en anti-almiddelen beslaan in deze sector circa 20% van het verbruik.



Figuur 6.2 Geschat niet-landbouwkundig verbruik in 2008.

6.3 Milieubelasting door niet-landbouwkundige toepassingen

Voor de berekening van de emissies en de milieubelasting van het oppervlaktewater zijn, voor 1998 en 2008, berekeningen gedaan met de gegevens over verbruik op de verschillende terreintypen (Tabel 6.1) en categorieën (Tabel 6.2). Er is een schatting gemaakt van de verdeling over toepassingstechnieken per terreintype en categorie: aselectief spuiten, selectief spuiten, toepassing volgens DOB-voorschriften, strijken/aanstippen en spuiten met een spuitlans op moeilijk bereikbare plaatsen. Voor elk van deze technieken zijn emissiepercentages afgeleid op basis van (beperkte) literatuurgegevens (Kempenaar, 2009) en toegepast in de emissie- en belastingberekeningen. De emissiepercentages liggen tussen 0,001% bij stobbenbehandeling en 8,6% bij bespuitingen op gesloten en half-open verhardingen.

De berekende emissie voor het begin van de evaluatieperiode bedraagt 6700 kg, ruim 2,5% van de geschatte totale toegepaste hoeveelheid stoffen op niet-landbouwareaal. Hiervan neemt de emissie van de categorie Verhardingen A ruim 6000 kg in. Gemiddeld over alle niet-landbouwtoepassingen zijn deze emissiepercentages hoger dan de emissies berekend voor landbouwkundige toepassingen in de open teelten. Dit is met name het gevolg van afspoeling van verhardingen. Voor het eind van de evaluatieperiode bedraagt de emissie 5600 kg, ongeveer 2,25% van de toegepaste hoeveelheid. Voor de emissie van de categorie Verhardingen A is de berekende emissie ongeveer 4850 kg. De emissie is aan het eind van de evaluatieperiode gedaald met 1100 kg, circa 17% minder dan aan het begin van de periode. Dit is beduidend meer dan de reductie in het verbruik van circa 4%. Deze grotere reductie wordt toegeschreven aan de verplichting tot emissiebeperkende DOB-maatregelen (www.dob-verhardingen.nl) bij toepassing van stoffen op gesloten en half-open verhardingen.

De belasting van het oppervlaktewater als gevolg van een toepassing van een middel op een niet-landbouwoppervlak is berekend door emissies om te rekenen

naar een tijdgewogen gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater. Het volume oppervlaktewater in de concentratieberekening is constant verondersteld en gesteld op 10 miljard m³ water. Door de concentratie te delen door de norm in het oppervlaktewater, op een manier zoals ook toegepast in de NMI, wordt de milieubelasting berekend. Per toepassing van een middel op een niet-landbouwterrein is de milieubelasting gelijk aan het quotiënt van de tijdgewogen gemiddelde concentratie en het MTR van de stof in oppervlaktewater:

$$ETR_{ij,N-L} = \frac{PEC_{ij}}{MTR_i} \quad (6.1)$$

Met vervolgens sommatie over alle toepassingen:

$$ETR_{N-L} = \sum_j \sum_i O_j \frac{PEC_{ij}}{MTR_i} ETR_{N-L} \quad (6.2)$$

Met

ETR_{N-L} de milieubelasting van niet-landbouwtoepassingen op basis van de exposure toxicity ratio

PEC de berekende blootstellingsconcentratie

MTR de norm voor oppervlaktewater

O de oppervlakte

i een index voor de stof

j een index voor de categorie niet-landbouwoppervlak.

De berekende milieubelasting is, cumulatief per grondgebruikcategorie en per individuele stof, weergegeven in Van der Linden et al. (2012). Uit de berekeningen blijkt dat de totale milieubelasting van het oppervlaktewater door toepassingen op niet-agrarische terreinen is gedaald met 8%. De categorie gesloten en half-open verhardingen draagt aan het begin van de evaluatieperiode voor ongeveer 45% bij aan de berekende belasting; aan het eind van de periode nog voor ongeveer 20%. Voor deze categorie is de berekende reductie 59%.

Op gesloten en half-open verhardingen worden voornamelijk herbiciden toegepast. De berekende reductie voor deze categorie wordt vooral veroorzaakt door het vervallen van diuron voor deze toepassingen. Het herbicide glyfosaat is de stof met het hoogste gebruiksvolume in de sector niet-landbouw. Vanwege de relatief hoge MTR is de bijdrage van de stof aan de totale belasting van deze sector relatief beperkt. Het glyfosaat omzettingsproduct AMPA is, evenals bij de NMI, niet in de berekeningen opgenomen, omdat deze stof niet-relevant is verklaard. Ook overige gebruikte herbiciden op de gesloten en half-open verhardingen hebben een relatief hoge MTR.

Aan het begin van de evaluatieperiode werd de berekende belasting vooral veroorzaakt door het gebruik van insecticiden (alle terreintypen behalve natuur en verhardingen) en het hiervoor genoemde herbicide diuron. Aan het eind van de evaluatieperiode is de belasting van de insecticiden nagenoeg niet veranderd. Flumioxazin is een nieuw toegelaten herbicide voor niet-landbouwkundige toepassingen op Open Verhardingen. De stof heeft een, voor herbiciden, zeer lage MTR. De bijdrage aan de milieubelasting is vergelijkbaar met die van de insecticiden in de niet-landbouwsectoren. In 2008 werd het middel dichlobenil,

dat een jaar later verboden werd, nog toegepast op open verhardingen en in beplantingen.

6.4 Conclusies niet-landbouwkundige toepassingen

De conclusies die uit de berekeningen met relatief beperkte informatie getrokken mogen worden, zijn:

- Het verbruik van middelen op niet-agrarische terreinen is nauwelijks gedaald met gemiddeld 4% in 2008 ten opzichte van 1998.
- De emissie naar oppervlaktewater door deze sector is gemiddeld met 17% gedaald. De meeste winst werd geboekt op gesloten en half-open verhardingen (-19%) door toepassing van verplichte emissiebeperkende maatregelen. Relatief zijn de emissies van gesloten en half-open verhardingen groot ten opzichte van de emissies bij landbouwkundige toepassingen in de open teelten.
- De belasting van oppervlaktewater door deze sector is gedaald met gemiddeld 8%, wat een gevolg is van minder emissie en verschuiving in toegelaten middelenpakket. De meeste winst werd geboekt op gesloten en half-open verhardingen (-59%) door verplichte emissiebeperkende maatregelen en verschuivingen in het toegelaten middelenpakket. Het verbod van diuron was de belangrijkste oorzaak voor de vermindering van de belasting.
- Ten opzichte van de landbouwkundige toepassingen is de totale belasting van het oppervlaktewater door niet-landbouwkundige toepassingen beperkt.
- De kennis over hoeveelheden gewasbeschermingsmiddelen die worden gebruikt voor niet-landbouwkundige toepassing is relatief beperkt, waardoor er onzekerheid bestaat in gegeven trends. Voor de gesloten en half-open verhardingen is dit nog het best bekend.

7 Knelpunten in de drinkwatervoorziening

7.1 Brongegevens en toegepaste methodiek

In Nederland is in de periode 1998-2009 jaarlijks tussen 1100 en 1200 miljoen m³ drinkwater geproduceerd; daarvan wordt ongeveer twee derde geleverd aan particuliere huishoudens. Bijna 60% wordt bereid uit grondwater, 35% uit oppervlaktewater en 5% uit oevergrondwater. Dit laatste water is ook voor een deel afkomstig uit oppervlaktewater. Het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, zowel binnen als buiten de landbouw, leidt tot knelpunten bij de bereiding van drinkwater uit grond- en oppervlaktewater. Dit hoofdstuk gaat alleen in op de kwaliteit van het oppervlaktewater dat rechtstreeks voor de bereiding van drinkwater wordt gebruikt; de waterkwaliteit bij de zogenoemde innamepunten.

Een knelpunt is gedefinieerd als een of meer overschrijdingen van de norm voor drinkwaterbereiding voor een stof op een drinkwaterinnamepunt in een jaar. Voor vrijwel alle gewasbeschermingsmiddelen is de norm 0,1 µg/l. Meerdere overschrijdingen door één stof binnen een jaar wordt dus geteld als een.

De nota Duurzame gewasbescherming heeft als doelstelling dat er geen overschrijdingen van de norm voorkomen op de innamepunten. De doelstelling is geoperationaliseerd als: in 2010 moet het totale aantal knelpunten met betrekking tot bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater met 95% zijn gereduceerd ten opzichte van 1998. Toetsing vindt plaats op basis van meetgegevens van de innamepunten voor de drinkwatervoorziening in Nederland. In de nota is voor de drinkwaterknelpunten alleen ingegaan op de kwaliteit van oppervlaktewater bij innamepunten, omdat binnen de planperiode geen zichtbaar effect van het beleid in de evaluatieperiode op innamewater uit grondwater is te verwachten. De reistijd van water naar innamepunten uit grondwater is langer dan de looptijd van de planperiode.

Inname van oppervlaktewater

In Nederland wordt op acht (voorheen negen) locaties direct oppervlaktewater ingenomen ten behoeve van de drinkwatervoorziening. Tabel 7.1 geeft een overzicht van deze innamepunten, het watersysteem waaruit water wordt ingenomen en het verantwoordelijke waterbedrijf. De locatie Enschede (negende locatie) staat ook aangegeven. Als gevolg van een brand bij de bandenfabriek Vredestein in augustus 2003 is het kanaalwater in het Twentekanaal ernstig verontreinigd door bluswater. De inname van water uit het Twentekanaal is daarna gestaakt. De locatie Enschede is in dit rapport wel in beschouwing genomen. Figuur 7.1 geeft de ligging van de innamepunten op de kaart van Nederland.

Tabel 7.1 Overzicht innamepunten en verantwoordelijke waterbedrijven.

Innamepunt	Watersysteem	Waterbedrijf
Nieuwegein	Lekkanaal	Waternet
Amsterdam-Rijnkanaal, Nieuwersluis	Amsterdam-Rijnkanaal	Waternet
Andijk	IJsselmeer	PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland
Heel [§]	Lateraalkanaal, Maas	Waterleidingmaatschappij Limburg (WML)
Brakel	Afgedamde Maas	Duinwaterbedrijf Zuid-Holland (DZH)
Petrusplaat	Amer, Brabantsche Biesbosch	Evides
Scheelhoek	Haringvliet	Evides
De Punt	Drentsche Aa	Waterbedrijf Groningen
Twentekanaal, Enschede [#]	Twentekanaal	Vitens

[§] De winlocatie Heel is in 2002 geopend; metingen zijn vanaf die tijd beschikbaar. Tot die tijd locatie Eijsden meegenomen.

[#] gestopt in 2003, gegevens tot die tijd zijn gerapporteerd voor de tussentijdse evaluatie (Van der Linden et al. 2006)

Als gevolg van de definitie van drinkwaterknelpunt kan een stof in één jaar maximaal negen knelpunten opleveren indien op alle negen innamepunten voor de drinkwatervoorziening minimaal één keer de norm wordt overschreden.

Naast de locaties waar direct oppervlaktewater wordt ingenomen ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening is er in Nederland een beperkt aantal noodinnamepunten en wordt op diverse locaties oppervlaktewater ingenomen na bodempassage (het zogenaamde oevergrondwater). Ook neemt de industrie op een aantal locaties oppervlaktewater in ten behoeve van de bedrijfsvoering. In deze evaluatie worden alleen de meetgegevens van (directe) innamepunten oppervlaktewater voor de openbare drinkwatervoorziening in beschouwing genomen; noodinlaten, oevergrondwaterwinningen en industriële onttrekkingen niet.

Na onttrekking wordt het water in alle gevallen gezuiverd om de gewenste drinkwaterkwaliteit te bereiken. Het bij Nieuwegein, Andijk, Brakel en Scheelhoek onttrokken water wordt na voorzuivering (deels) getransporteerd naar en geïnfiltreerd in de duinen; na duinpassage en aanvullende zuivering vindt distributie plaats in het drinkwaternet. Water uit het Amsterdam-Rijnkanaal wordt bijgemengd met grondwater uit de Bethunepolder voordat zuivering en distributie plaatsvindt. Na onttrekking van water bij Heel en de Petrusplaat wordt dit tijdelijk opgeslagen in spaarbekkens voordat zuivering en distributie plaatsvindt. Water uit de Drentsche Aa wordt tijdelijk opgeslagen in een mengbekken.



Figuur 7.1 Ligging innamepunten oppervlaktewater voor menselijke consumptie; in deze evaluatie worden alleen de in blauw weergegeven punten in beschouwing genomen.

Meetgegevens

Voor de evaluatie van de trend in het aantal knelpunten in de drinkwatervoorziening is gebruikgemaakt van de waterkwaliteitsmonitoringgegevens van de waterbedrijven. De gebruikte meetgegevens zijn beschikbaar gesteld door de vereniging van rivierwaterbedrijven RIWA en het Waterlaboratorium Noord (Drentsche Aa). In

totaal zijn bijna 228.000 meetresultaten ontvangen. Hiervan zijn ongeveer 194.000 gegevens in de verdere analyse betrokken, omdat de overige gegevens geen werkzame stoffen of metaboliëten betroffen. Het totaal aantal gegevens betreft gegevens van alle huidige innamepunten, alsmede Enschede, Eijsden en Lobith. Niet meegenomen in de analyses zijn stoffen die over de gehele evaluatieperiode alleen waren geregistreerd als biocide en enkele meer algemene organische stoffen, zoals chloorfenolen. Van de 195.000 monsters konden er ongeveer 8000 niet worden beoordeeld, omdat de rapportagegrens van de analyse hoger lag dan de drinkwaternorm; dit zijn niet-toetsbare metingen (zie ook hoofdstuk 3).

De analysepakketten bij de verschillende stations zijn niet gelijk en niet constant in de tijd. In het algemeen kan worden aangegeven dat de rapportagegrens voor stoffen steeds verder omlaag wordt gebracht. In de loop van de evaluatieperiode zijn ook steeds meer stoffen in de analyses betrokken als gevolg van het inzetten van zogenoemde multimethoden, analyses gericht op het detecteren van stoffen behorend tot een bepaalde groep van verbindingen (bijvoorbeeld ureumverbindingen).

Herkomst

Aanvoer van stoffen naar de innamepunten voor de drinkwatervoorziening vindt plaats uit het buitenland via grensoverschrijdende rivieren (de Rijn en de Maas, inclusief zijwateren) en door emissies naar oppervlaktewater in Nederland. Bij de grensmeetstations in de Maas (Eijsden) en de Rijn (Lobith) worden verschillende bestrijdingsmiddelen aangetroffen in concentraties hoger dan de norm voor oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding.

Eenvoudige zuivering

Zoals aangegeven in de nota Duurzame gewasbescherming wordt bij het afleiden van drinkwaterknelpunten rekening gehouden met de verwijdering van de stof door eenvoudige zuivering. Onder eenvoudige zuivering wordt verstaan eenvoudige fysische behandeling en desinfectie, bijvoorbeeld snelle filtratie en desinfectie (definitie uit EU-Richtlijn 75/440/EEG). Hierbij is uitgegaan van de definitie van de Nederlandse waterleidingbedrijven voor eenvoudige zuivering van oppervlaktewater: eenvoudige zuivering is gedefinieerd als eenvoudige fysische behandeling (coagulatie, beluchting, snelfiltratie) plus desinfectie (door middel van chloor, ozon of UV) (Zwolsman et al. 2004, Zwolsman en Van den Berg 2006). Toepassing van actieve kool, geavanceerde oxidatie en membraanfiltratie vallen nadrukkelijk niet onder eenvoudige zuivering.

Organische stoffen kunnen op twee manieren worden verwijderd door een eenvoudige zuivering, namelijk door coagulatie/snelfiltratie en door vervluchtiging. De mate van verwijdering hangt af van de fysisch-chemische stoffeigenschappen. Stoffen die sterk aan het zwevende stof hechten zullen relatief goed worden verwijderd, evenals vluchtige stoffen. De mate waarin organische stoffen aan zwevend stof hechten wordt uitgedrukt in de zogenaamde partiticoëfficiënt (K_{oc}); de vluchtigheid van stoffen wordt uitgedrukt met de Henry-coëfficiënt. Bij deze berekening wordt aangenomen dat stoffen met een $\log(K_{oc}) < 4$ nagenoeg geheel in opgeloste vorm voorkomen; bij een $\log(K_{oc}) > 6$ hangt de verdeling af van concentraties van de opgeloste organische stof (DOC) en deeltjes zwevende organische stof (POC) in het watersysteem. Voor vervluchtiging worden de formules en aannames aangehouden, zoals gepresenteerd door Zwolsman et al. (2004). Zij concluderen dat vervluchtiging alleen relevant is voor stoffen met een Henry-coëfficiënt

groter dan $3 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$. Het rendement van eenvoudige zuivering is berekend als de som van de verwijdering door coagulatie/snefiltratie en vervluchtiging. Na toepassing van de formules op een hypothetische eenvoudige zuivering kwamen Zwolsman et al. (2004) tot de conclusie dat voor vrijwel alle gewasbeschermingsmiddelen het zuiveringsrendement minder is dan 5% en slechts voor 5 stoffen hoger (Tabel 7.2). Alleen voor de in Tabel 7.2 genoemde stoffen is de zuivering meegenomen bij het berekenen van de knelpunten.

Tabel 7.2 Zuiveringsrendementen bij eenvoudige zuivering.

stof	rendement (%)
1,2-dichloorpropan	45
1,3-dichloorpropeen	45
dieldrin [#]	50
hexachloorbenzeen	50
tolclofos-methyl	25

[#] Voor dieldrin geldt een norm van 0.03 µg/l

7.2 Trend in het aantal knelpunten in de periode 1998-2010

Op basis van de meetgegevens is per jaar en per locatie een lijst met drinkwaterknelpunten afgeleid; dat wil zeggen stoffen die worden waargenomen in normoverschrijdende concentraties ($> 0,1 \mu\text{g/liter}$). Tabel 7.3 geeft een overzicht van de gemeten stoffen, de overschrijdingen van de norm en het aantal knelpunten voor geselecteerde jaren, voor stoffen die tenminste één maal normoverschrijdend zijn aangetroffen. Een overzicht van alle jaren is gegeven in Van der Linden et al. (2012). Voor vrijwel alle genoemde stoffen vindt een slechte verwijdering ($< 20\%$) plaats bij toepassing van een eenvoudige zuivering. Stoffen waarvan bekend is dat een belangrijke bron buiten de landbouw aanwezig is, onder andere AMPA, pentachloorfenol en TCA, zijn niet in de tabel vermeld. TCA kent toepassingen als herbicide, maar deze stof is tevens een bulkchemicalie en kan door industriële emissies in het oppervlaktewater terecht komen. AMPA is een metaboliet van glyfosaat, maar ook een stof met andere dan landbouwkundige bronnen.

Tabel 7.3 Overzicht van stoffen die normoverschrijdend zijn aangetroffen op innamepunten in de jaren 1998, 2005 en 2010. N geeft het aantal metingen, $>0,1$ het aantal overschrijdingen en K het aantal knelpunten dat de stof heeft veroorzaakt. Stoffen die wel zijn gemeten, maar niet normoverschrijdend zijn aangetroffen, zijn hier niet gerapporteerd. Zie Van der Linden et al. (2012) voor alle jaren.

	N	>0,1	K	N	>0,1	K	N	>0,1	K	N	>0,1	K
	1998			2005			2010			periode		
2,4,5-T	50			99			115			1085	3	2
2,4-D	75			98	2	1	125			1230	14	11
3-(3,4-dichloorfenyl)-1-methylureum	0			33			116			905	1	1
aldicarb-sulfon	36			65			91			705	2	1
aldicarb-sulfoxide	42			65			90	4	3	661	22	9
amitrol	0			6	1	1	0			6	1	1
atrazin	162	39	5	114	1	2	377	1	1	3389	127	29
bentazon	75	1	1	101			128			1255	6	6

	N	>0,1	K	N	>0,1	K	N	>0,1	K	N	>0,1	K
	1998			2005			2010			periode		
broompropylaar	1			6			35			115	1	1
butocarboxim	20			65			77			534	1	1
butocarboxim-sulfoxide	24			58			16	2	2	465	5	4
butoxycarboxim	16			62			91	1	1	595	1	1
carbendazim				159			223			1463	4	3
carbofuran	46			67			102			831	1	1
chloorpyrifos	0			26			116			534	1	1
chloortoluron	173	1	1	106			376			3306	44	14
chloridazon	13			68	1	2	280			1135	8	9
diazinon	143			100			289			2400	1	1
dicamba	36			102	2	2	91			1000	5	4
dichlobenil	94			76			87			879	5	3
dichloorprop	74	2	2	98			125			1225	2	2
dimethoat	42			99	2	3	258			1559	5	6
dimethomorf				30	1	1	66			279	4	4
diuron	172	111	6	110	10	5	369			3199	505	50
DMS							9	3	2	21	4	3
ethofumesaat				53			90			480	3	3
etridiazool				36			65	1	1	273	5	4
fenhexamid				0			75			130	1	1
glyfosaat	66	16	5	119	37	7	133	13	5	1302	272	72
isoproturon	174	13	4	111	6	3	336	2	1	3182	200	40
lindaan	103			105			186			1636	1	1
mecoprop	76	7	3	103	2	2	125	1	1	1236	31	24
metabenzthiazuron	172			108			212			2716	1	1
metalaxyl				36			65			283	1	1
metazachloor [#]	64			94			196			1452	0	0
methiocarb	33			68			91			688	1	1
methiocarbsulfon	18			68			91			633	1	1
metolachloor	73	2	1	109			281	3	1	1923	13	8
metoxuron	173			101			219	1	1	2705	5	4
nicosulfuron	0			6			94			273	5	4
oxamyl	44			61			91			706	1	1
paclobutrazool				30			75			324	1	1
parathion-methyl	95			94			231			1751	2	2
pirimicarb [#]	115			96			196			1659	0	0
propamocarb				6			71	1	1	132	1	1
propoxur	44			68			91			835	1	1
quintozeen	64									330	1	1
simazin	169	25	2	116			412			3437	82	11
tebuconazool	0			36	1	2	75			307	1	2
terbutylazin	135	2	1	95			196			1846	4	4
thiofanoxsulfoxide	24			64			91	2	1	608	2	1

[#] Eenmalig geconstateerd te Eijsden buiten de periode 1998-2001.

Het aantal gerapporteerde overschrijdingen van de drinkwaternorm is sterk afgenomen doordat de stoffen diuron, atrazin en simazin niet meer toegelaten zijn (Tabel 7.3). Diuron en atrazin werden ook als onkruidbestrijdingsmiddel op verhardingen gebruikt; de stof glyfosaat heeft deze plaats ingenomen. Tussen

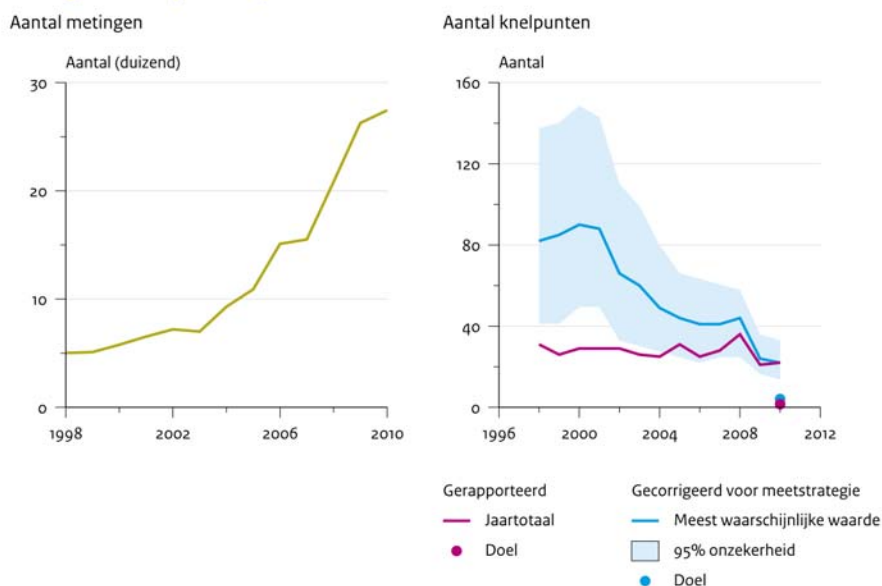
1998 en 2004 was het aantal normoverschrijdingen voor deze laatste stof verdubbeld. Deze trend zette niet door: in 2010 was het aantal overschrijdingen voor glyfosaat terug op het niveau van 1998. Voorschriften voor duurzaam onkruidbeheer (DOB-voorschriften) hebben de emissie van deze stof in de periode 2004-2010 met circa 30% teruggedrongen. Ook voor de prioritatiestof isoproturon neemt het aantal overschrijdingen af; in 2010 zijn voor deze stof geen overschrijdingen geconstateerd.

In 2010 werden 17 van de 22 gerapporteerde knelpunten veroorzaakt door landbouwkundig gebruik. Glyfosaat (voornamelijk afkomstig van verhardingen) en aldicarb-sulfoxide (uit landbouwkundig gebruik) veroorzaakten de meeste knelpunten. De categorie 'overige stoffen' leverde in 2010 ongeveer evenveel knelpunten als normoverschrijdende metingen, wat betekent dat deze stoffen éénmalig en op één plaats werden aangetroffen. Ruim de helft van deze categorie bestond in 2010 uit omzettingsproducten (metabolieten). Deze stoffen waren in eerdere jaren veel minder in analysepakketten opgenomen.

Naast de stoffen in Tabel 7.3 werd in 2010 de metaboliet AMPA 21 keer aangetroffen boven de norm van 1 microgram per liter. Deze norm geldt sinds 2011 voor niet humaan-toxicologisch relevante metabolieten van gewasbeschermingsmiddelen. AMPA is echter voor een belangrijk deel afkomstig van andere bronnen dan glyfosaat, zoals van fosfonaten die niet tot de bestrijdingsmiddelen behoren, maar wel in allerlei huishoudelijke en industriële toepassingen gebruikt worden (Volz 2009, Withagen et al. 2004). De stof is om deze reden uit Tabel 7.3 weggelaten.

Het aantal gerapporteerde knelpunten voor de drinkwatervoorziening is in de periode 1998-2010 afgenomen van 31 naar 22 (rechterhelft van Figuur 7.2). Het aantal knelpunten is in 1998 echter waarschijnlijk onderschat, omdat toen veel minder metingen zijn gedaan dan in 2010 (linkerhelft van Figuur 7.2). Bovendien lag het accent in 1998 veelal op oude middelen en waren metabolieten van werkzame stoffen nauwelijks in het analysepakket opgenomen. Via een statistische methode kan voor de verandering in de meetstrategie worden gecorrigeerd als de aanname wordt gedaan dat de huidige bemonsteringsstrategie willekeurig is. De lijn die dan ontstaat geeft de ontwikkeling van het aantal knelpunten dat zou zijn gerapporteerd als altijd volgens de huidige strategie zou zijn bemonsterd. Na het doorvoeren van deze correctie is het aantal drinkwaterknelpunten waarschijnlijk met 75% afgenomen van circa 80 in 1998 naar 22 in 2010. Omdat de huidige bemonsteringsstrategie niet volledig willekeurig is, geeft de statistische correctie een overschatting van de reductie in het aantal knelpunten; de werkelijke reductie van het aantal knelpunten is dus minder dan 75%. Het is dus zeer waarschijnlijk dat het doel om het aantal drinkwaterknelpunten met 95% te verminderen niet is gehaald.

Metingen en knelpunten bij drinkwaterinname



Figuur 7.2. Aantal metingen van gewasbeschermingsmiddelen bij innamepunten drinkwater (links) en ontwikkeling van het aantal knelpunten (rechts). Het aantal gerapporteerde knelpunten is exclusief de knelpunten in De Punt. Statistische correctie: PBL.

Buitenlandse belasting

Gewasbeschermingsmiddelen kunnen met het water van de grote rivieren Nederland binnenkomen en mogelijk kan daardoor een deel van de knelpunten worden verklaard. Voor de waterwinningen uit oppervlaktewater zijn de Maas en de Rijn met hun zijrivieren van belang. Bij Eijsden en Lobith zijn monsternamepunten ingericht en voor de gehele periode zijn metingen beschikbaar.

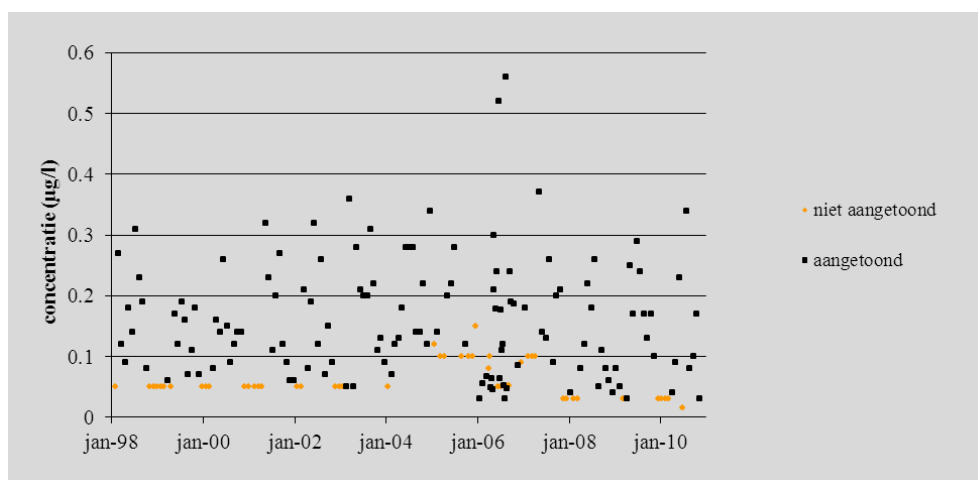
Voor het meetpunt Eijsden zijn over de gehele periode 13.000 meetgegevens beschikbaar. Bijna 10% van de gegevens, ongeveer 1200, betreft een aangetoonde stof (concentratie gelijk aan of boven de rapportagegrens). Ongeveer 400 metingen zijn boven de grens van 0,1 µg/l, waarvan bijna 60% werkzame stoffen en relevante metaboliëten van gewasbeschermingsmiddelen zijn. De overige betreffen niet-relevante metaboliëten en basischemicaliën die ook metaboliëten kunnen zijn. Tabel 7.4 geeft het aantal knelpunten op het meetpunt Eijsden. Glyfosaat is met 13 knelpunten de werkzame stof met de meeste knelpunten. In 2010 is glyfosaat nog de enige knelpuntstof. Op de tweede plaats, met 11 knelpunten, volgt diuron. Deze stof werd in de periode 1998-2005 nog regelmatig aangetroffen, maar in 2009 en 2010 niet meer. Atrazin werd na 2005 niet meer aangetroffen, terwijl het in de periode daarvoor na glyfosaat voor de meeste knelpunten zorgde. Atrazin is sinds 2000 verboden in Nederland; België volgde later.

Tabel 7.4 Samenvatting van het meetpunt Eijsden.

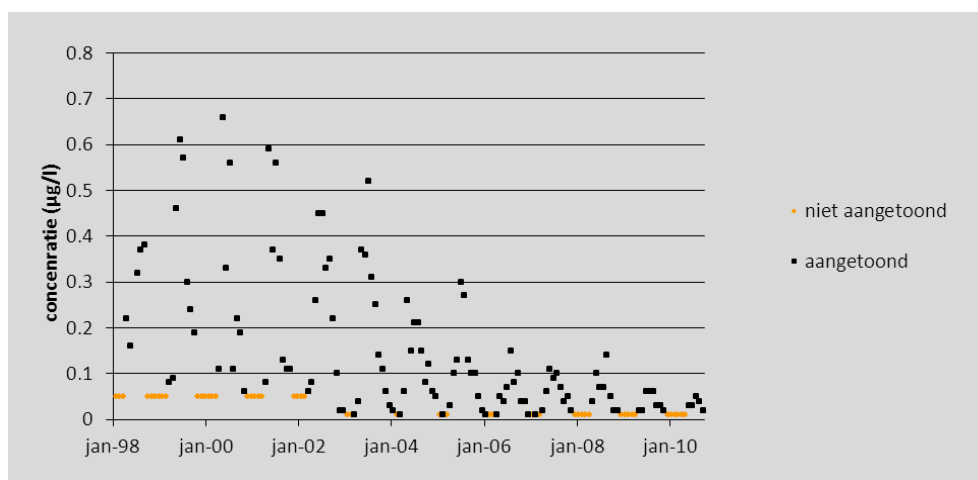
jaar	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
knelpunten	6	8	7	7	7	7	5	6	5	3	9	2	1

Figuren 7.3 t/m 7.5 geven de metingen van glyfosaat en diuron in Eijsden. Voor glyfosaat wordt een licht dalende trend berekend; voor diuron een duidelijk waarneembare. Diuron werd later verboden en werd nog tot in 2008 normoverschrijdend aangetroffen. Daarna niet meer. De daling van diuron werd ook verwacht vanwege het verbod op diuron als gewasbeschermingsmiddel in België. Naast diuron wordt ook atrazin de laatste jaren niet meer normoverschrijdend aangetroffen. Ook deze stof is inmiddels verboden in België. TCA werd in de periode 1998-2001 regelmatig aangetroffen in concentraties boven de norm van 0,1 µg/l. TCA heeft ook andere bronnen dan gewasbeschermingsmiddelen. De stof is na 2001 niet in het meetprogramma opgenomen.

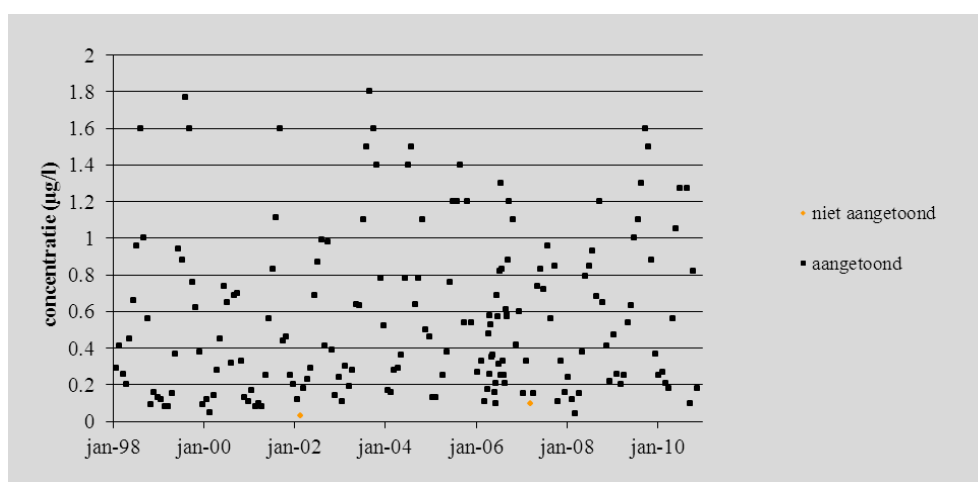
Atrazin, diuron en glyfosaat zijn ook regelmatig normoverschrijdend aangetroffen in de innamepunten langs de Maas. Voor genoemde stoffen is dan ook niet uit te sluiten dat het aantal knelpunten op de innamepunten wordt beïnvloed door bijdragen uit het bovenstroomse gebied van de Maas. De omzettingssnelheid van deze stoffen in water is te laag en de verblijftijd van het water tussen de innamestations is te kort om de stoffen uit het water te doen verdwijnen. In vrijwel alle monsters die zijn onderzocht op aminomethylfosfonzuur (AMPA) wordt de stof aangetroffen boven de rapportagegrens. Slechts in 2 gevallen is de stof niet aangetroffen. Van de 184 metingen waren er 10 beneden 0,1 µg/l en 29 boven 1 µg/l (zie Figuur 7.5).



Figuur 7.3 Metingen van glyfosaat in de Maas bij Eijsden.



Figuur 7.4 Concentraties van diuron in de Maas bij Eijsden.



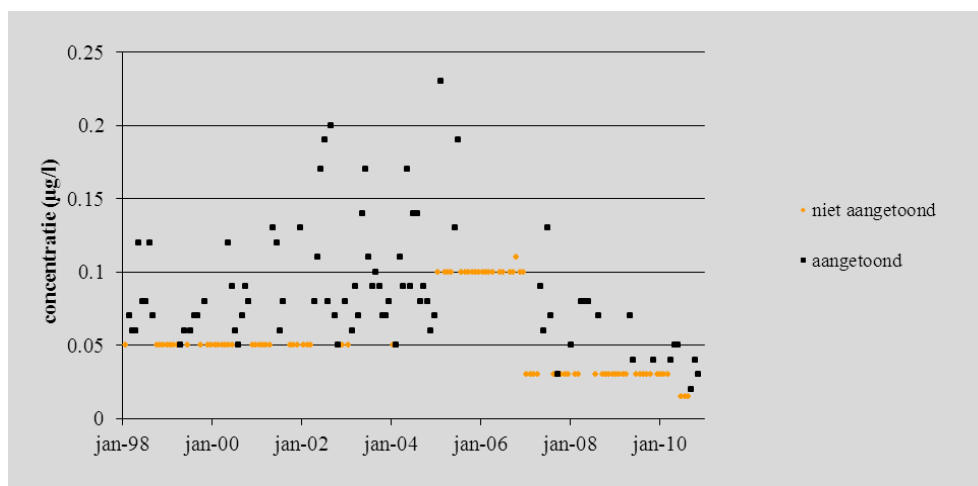
Figuur 7.5 Concentraties aminomethylfosfonzuur (AMPA) in het oppervlaktewater in Eijsden.

Voor het meetpunt Lobith zijn over de gehele periode 13.008 meetgegevens beschikbaar. Bijna 10% van de gegevens, 1280, betreft een aangetoonde stof (concentratie gelijk aan of boven de rapportagegrens). 263 metingen zijn boven de grens van 0,1 µg/l, waarvan 91 werkzame stoffen van gewasbeschermingsmiddelen en relevante metabolieten betreffen. De overige betreffen niet-relevante metabolieten en basischemicaliën die ook metaboliet kunnen zijn. Tabel 7.6 geeft het aantal knelpunten op meetpunt Lobith. Glyfosaat en isoproturon zijn met 9 knelpunten de werkzame stoffen met de meeste knelpunten. Atrazin, chloortoluron en diuron werden alleen in het begin van de evaluatieperiode normoverschrijdend aangetroffen. Trichloorazijnzuur (TCA) werd in alle jaren dat de stof in het meetprogramma zat normoverschrijdend aangetroffen; in 1998 en 2002-2008 was de stof niet in het meetprogramma opgenomen. TCA kent naast toepassing als herbicide ook nog andere toepassingen (niet als gewasbeschermingsmiddel of biocide). In 2010 werden alleen isoproturon en TCA normoverschrijdend aangetroffen.

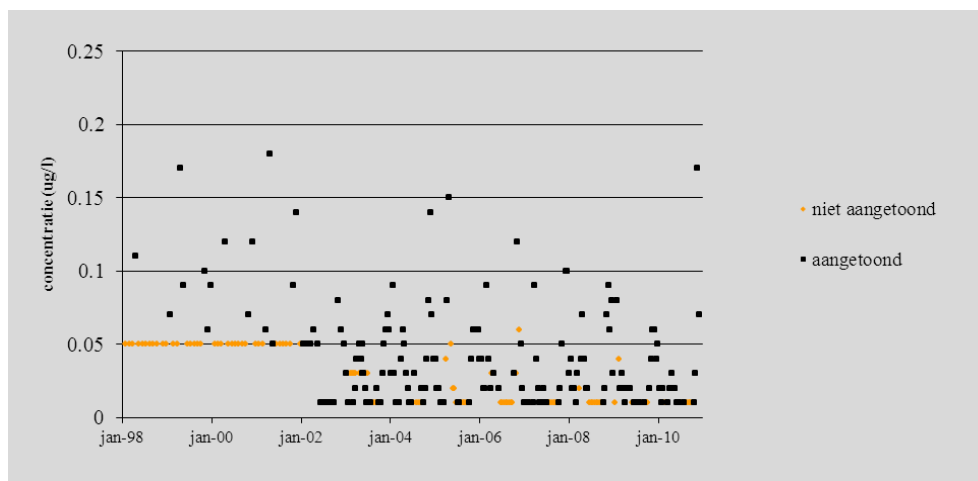
Tabel 7.5 Samenvatting van de knelpunten bij het meetpunt Lobith.

jaar	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
knelpunten	5	2	5	4	1	1	2	2	2	2	0	1	2

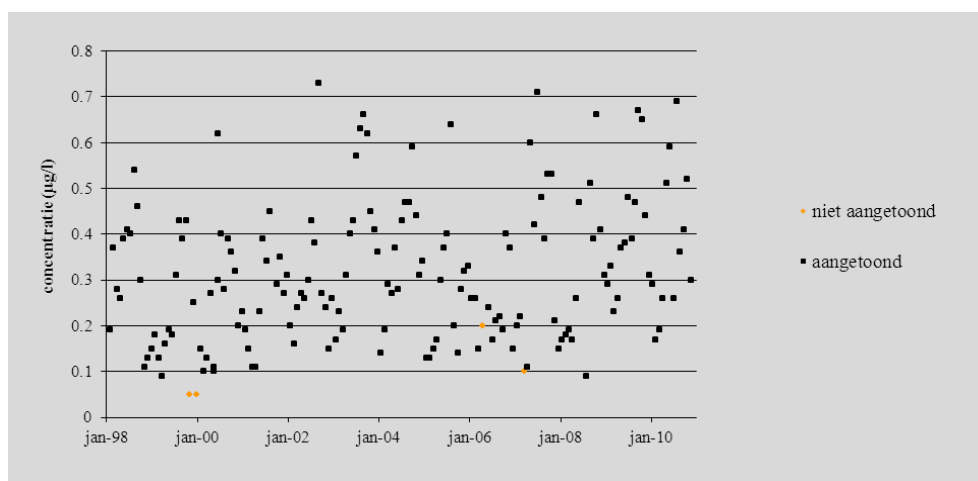
De Figuren 7.6 t/m 7.8 geven de metingen van glyfosaat en isoproturon in Lobith. Voor glyfosaat wordt een licht dalende tendens waargenomen; voor isoproturon een duidelijk waarneembare. De daling van isoproturon werd ook verwacht vanwege de aandacht voor deze prioritaire stof.



Figuur 7.6 Metingen van glyfosaat in de Rijn bij Lobith.



Figuur 7.7 Metingen van isoproturon in de Rijn bij Lobith.



Figuur 7.8 Metingen van aminomethylfosfonzuur in de Rijn bij Lobith.

In vrijwel alle monsters die zijn onderzocht op aminomethylfosfonzuur (AMPA) wordt de stof aangetroffen boven de rapportagegrens. Slechts in 4 gevallen is de stof niet aangetroffen. Van de 163 positieve metingen waren er 2 beneden 0,1 µg/l en de overige 161 tussen 0,1 en 1 µg/l. Evenals de concentraties voor glyfosaat liggen de concentraties bij Lobith in de Rijn voor AMPA lager dan bij Eijsden in de Maas.

7.3 Conclusies

Het gerapporteerde aantal knelpunten is in de evaluatieperiode beperkt afgenomen. Het is echter waarschijnlijk dat het aantal knelpunten in het begin van de evaluatieperiode onderschat is. Dit komt door verandering van meetstrategie: tegenwoordig worden veel meer stoffen gemeten dan vroeger. Via een statistische methode is voor de verandering in de meetstrategie gecorrigeerd. Na het doorvoeren van deze correctie is het aantal drinkwaterknelpunten waarschijnlijk met maximaal 75% afgenomen, van circa 80 in 1998 naar 22 in 2010. Het doel om het aantal drinkwaterknelpunten met 95% te verminderen is dus niet gehaald.

Het aantal geconstateerde overschrijdingen van de norm per jaar is met ongeveer 85% gedaald, maar dit getal is beïnvloed door veel gerichte metingen naar bekende knelpuntstoffen in het begin van de periode. De maxima van de gemeten concentraties gaan in het algemeen ook omlaag. Atrazin, simazin en diuron droegen in het begin van de periode aanzienlijk bij aan de normoverschrijdingen en de knelpunten. Door het verbod op deze stoffen in zowel Nederland als de buurlanden is het aantal overschrijdingen en knelpunten door deze stoffen tot vrijwel nul gereduceerd (atrazin werd in 2010 nog eenmaal normoverschrijdend aangetroffen, maar de paar jaren daarvoor niet).

In 2010 zijn er nog 13 knelpuntstoffen, waarvan glyfosaat de stof is die het meest wordt aangetroffen. Glyfosaat wordt ook veelvuldig buiten de landbouw gebruikt en wordt ook op de grensovergangen bij Eijsden en Lobith aangetroffen. AMPA, een metaboliet van glyfosaat maar ook andere bronnen, wordt verreweg het meest aangetroffen. Deze stof overschrijdt regelmatig de norm van 1 µg/l, die in 2011 voor niet-relevante verbindingen is vastgesteld.

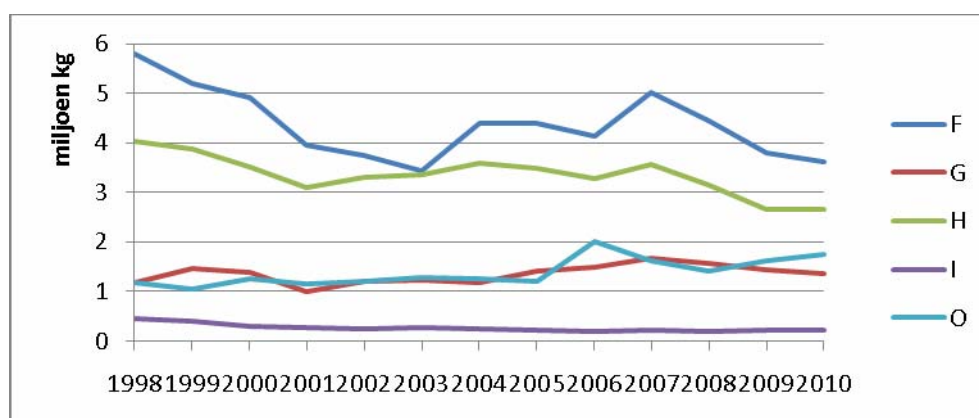
8 Bijdragen van beleid

8.1 Toelatingsbeleid

Het Ctgb is in Nederland verantwoordelijk voor de evaluatie en toelating van gewasbeschermingsmiddelen. Stoffen worden (her)beoordeeld op toelaatbaarheid op de Nederlandse markt. Hierbij wordt gekeken naar deugdelijkheid, werkzaamheid, risico's voor de volksgezondheid, risico's voor werknemers op de teeltbedrijven en risico's voor het milieu. Toelating voor een toepassing (zie ook hoofdstuk 4) wordt normaliter alleen verleend als aan alle criteria wordt voldaan, eventueel na het vaststellen van bijzondere gebruiksvoorschriften en beperkingen.

Afzet van gewasbeschermingsmiddelen

Figuur 8.1 geeft de afzet weer van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland. De totale afzet is teruggelopen van ruim 12,5 miljoen kg in 1998 naar 9,6 miljoen kg in 2010. De grootste afzet wordt gerealiseerd voor de fungiciden, met op de tweede plaats de herbiciden. In de evaluatieperiode is voor beide functionele groepen een dalende tendens waar te nemen. In 2007 was voor beide groepen een forse stijging zichtbaar, vooral als gevolg van natte omstandigheden gedurende een deel van het groeiseizoen. Ook voor insecticiden is een dalende tendens waar te nemen. De afzet van insecticiden is gering ten opzichte van de afzet van fungiciden, ongeveer 6%. Voor de grondontsmettingsmiddelen is een licht stijgende tendens waar te nemen. Hierop wordt in paragraaf 8.2 nader ingegaan. De categorie 'overige gewasbeschermingsmiddelen' laat een licht stijgende tendens zien. Dit is vooral het gevolg van de inzet van minerale olie, onder andere ter bestrijding van de overdracht van virussen. De afzet van minerale olie als uitvloeier (hulpstof) is niet in de afzetcijfers opgenomen en dus ook niet in Figuur 8.1; minerale olie als werkzame stof wel.



Figuur 8.1 Afzet van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland in de periode 1998-2010. F = fungiciden, G = grondontsmettingsmiddelen, H = herbiciden, I = insecticiden, O = overige.

Tabel 8.1 geeft het aantal toegelaten werkzame stoffen in Nederland, uitgesplitst naar de belangrijkste toepassingsgebieden. De aantallen zijn gebaseerd op geregistreeerde verkoop naar eindgebruikers van de stoffen. Na een aanvankelijke daling in de periode 1998-2000 zijn de aantallen fungiciden en herbiciden ongeveer constant gebleven. Het aantal insecticiden vertoont over

de gehele evaluatieperiode een licht dalende tendens. Het aantal beschikbare werkzame stoffen voor grondontsmettingsmiddelen bedraagt in 2010 nog vier, waarvan één nat grondontsmettingsmiddel.

Tabel 8.1 Aantal toegelaten werkzame stoffen in gewasbeschermingsmiddelen op basis van geregistreerde verkoop.

categorie	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
fungiciden	70	70	65	62	58	60	63	63	68	67	61	63	64
grondontsmetting	6	6	6	5	6	7	7	6	7	7	5	3	4
herbiciden	86	79	70	68	64	65	69	67	68	69	69	69	72
insecticiden [#]	76	70	58	54	51	52	51	53	54	53	50	50	52
overige	34	31	31	31	30	30	31	32	30	38	36	35	33
totaal	272	256	230	220	209	214	221	221	227	234	221	220	226

[#] inclusief acariciden

Tabel 8.1 geeft de indruk van een vrij stabiele situatie; na een aanvankelijk daling is het aantal toegelaten werkzame stoffen vrij constant in alle onderscheiden categorieën. Het verloop in stoffen is echter bijzonder groot. Tabel 8.2 geeft aan dat ongeveer 50% van de toegelaten stoffen in 1998 in 2010 niet meer op de markt was. Daar staat tegenover dat ongeveer 40% van de toegelaten stoffen in 2010 gedurende de evaluatieperiode op de markt is gekomen. Het verloop in insecticiden is het grootst.

Tabel 8.2 Aantallen en omzet van vervallen en nieuwe stoffen in de evaluatieperiode op basis van geregistreerde verkoop.

categorie	1998-2005				2005-2010			
	vervallen		nieuw		vervallen		nieuw	
	aantal	kg	aantal	kg	aantal	kg	aantal	kg
fungiciden	23	605.880	16	56.543	10	156.621	11	99.545
grondontsmetting	1	\$	1	\$	1	\$	0	0
herbiciden	31	777.308	12	167.481	8	157.620	13	16.916
insecticiden [#]	37	206.973	14	22.539	11	27.138	10	20.462
overige	8	2599	6	57.297	8	19.371	9	12.140
totaal	100	1.592.759	49	303.859	38	360.750	43	149.063

[#] inclusief acariciden

^{\$} omzet niet gegeven vanwege vertrouwelijkheid

Milieubelasting van het oppervlaktewater

In hoofdstuk 4 is aangegeven dat de milieubelasting in de open teelten is teruggebracht tot 13%. Hiervan is 1% bijdrage van stoffen die nieuw op de markt zijn gekomen, dit is circa 5% van de totale belasting aan het eind van de evaluatieperiode. In deze percentages zijn bijdragen van alle emissieroutes (atmosferische depositie, drainage, drift en puntlozingen) meegenomen. Voor de bedekte teelten was de reductie minder, zodat overall een reductiepercentage van 80% werd bereikt. De afname is het nettoresultaat van:

- het vervallen van stoffen als gevolg van het vervallen van de toelating;
- het op de markt verschijnen van nieuwe stoffen;
- veranderingen in verbruik van stoffen met een toelating in de gehele periode, zowel wat betreft volume als inzet in verschillende gewassen;
- maatregelen die zijn getroffen om emissies naar oppervlaktewater tegen te gaan.

Omdat de verschillende oorzaken niet los van elkaar kunnen worden gezien, is het aandeel van de verschillende componenten niet exact te berekenen.

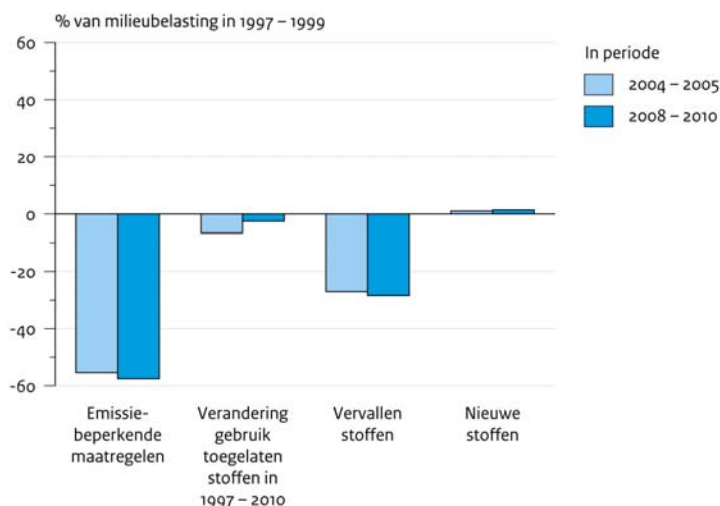
Om toch een indruk te krijgen van de bijdragen van toelatingsbeleid en emissiereducerende maatregelen is voor de open teelten een nadere analyse uitgevoerd, meer specifiek: alleen voor de gewassen die in alle jaren in de CBS-enquête waren opgenomen en gras. Voor alle stoffen die voor 2001 van de markt zijn verdwenen is aangenomen dat de reductie in milieubelasting volledig is toe te schrijven aan het toelatingsbeleid. Voor andere stoffen is er emissiereductie als gevolg van invoering van LOTV en verandering door autonome ontwikkelingen (verandering in de afzet en eventueel verschuiving naar andere open teeltgewassen). De autonome ontwikkelingen kunnen, voor individuele stoffen, zowel een positieve als een negatieve bijdrage leveren. De resultaten van de analyse zijn weergegeven in Figuur 8.2. De resterende milieubelasting van het oppervlaktewater is de som van bestaande en nieuwe stoffen. Stoffen die in de loop van de periode van de markt zijn verdwenen, waren in de referentieperiode verantwoordelijk voor 27%. Ongeveer 57% van de milieubelasting in de referentieperiode is verdwenen als gevolg van LOTV-maatregelen en 3% als gevolg van verschuivingen. Voor het eerste deel van de evaluatieperiode was de bijdrage van het toelatingsbeleid ongeveer gelijk, maar het aandeel verschuivingen was groter: ongeveer 7%. Het verschil wordt vooral veroorzaakt door grotere inzet van de stoffen abamectine, esfervaleraat, pyraclostrobine en teflubenzuron in de open teelten, zoals waargenomen in CBS- en LEI-cijfers.

Voor de open teelten is de milieubelasting verder gedaald dan voor de bedekte teelten; bij de tussentijdse waarneming was er zelfs sprake van een lichte steiging van de belasting bij de bedekte teelten. De veranderingen zijn het gevolg van toelatingsbeleid en autonome ontwikkelingen, onder andere verschuiving in areaal naar groenteteelt onder glas. Uitsplitsing is hier niet verder onderzocht. Bij de paddestoelenteelt is het vervallen van enkele stoffen verreweg het belangrijkste voor de reductie in de milieubelasting van het oppervlaktewater.

Bij herbeoordeling van stoffen kan blijken dat stoffen niet langer toegelaten kunnen worden als gevolg van gewijzigde toelatingseisen en/of nieuwe informatie over de stof. Hier is sprake van na-ijlen, omdat stoffen niet jaarlijks worden herbeoordeeld. Het is dus te verwachten dat bij gelijkblijvende toelatingscriteria nog een aantal stoffen van de markt zal verdwijnen of beperkingen opgelegd krijgt. Daarmee zal ook de milieubelasting dalen; het is echter niet aan te geven hoe groot dit effect zal zijn.

Verandering van milieubelasting in oppervlaktewater door gewasbeschermingsmiddelen

Open teelten



Figuur 8.2 Bijdrage van maatregelen aan de reductie van de milieubelasting van het oppervlaktewater bij de open teelten. De resterende milieubelasting is de som van de milieubelasting van bestaande en nieuwe stoffen.

8.2 Regulering grondontsmettingmiddelen

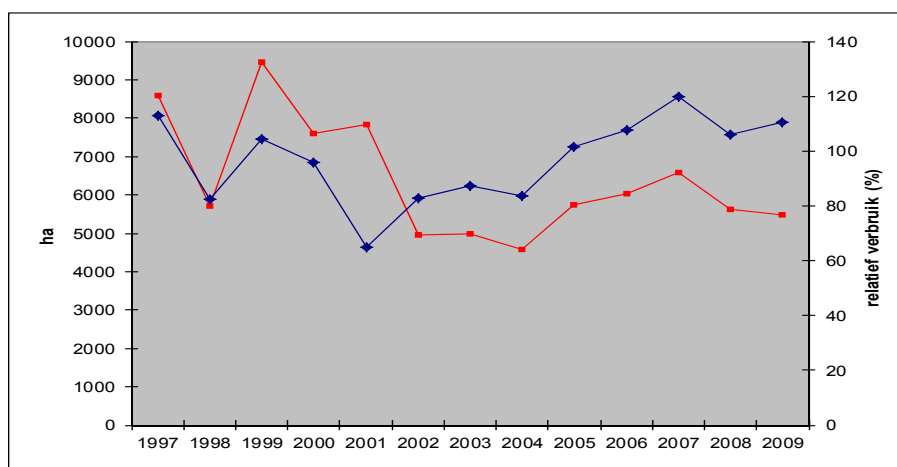
In deze paragraaf wordt het gebruik van en de milieubelasting door grondontsmettingsmiddelen beschreven. In het Besluit Regulering Grondontsmetting (RGO; ingangsdatum 1 maart 1995) is aangegeven dat een perceel alleen mag worden behandeld met dichloorpropeen, cis-dichloorpropeen of metam-natrium als daartoe een vergunning is verleend. De RGO schrijft voor dat een vergunning slechts eenmaal per vier jaar (periode 1993-2000) dan wel eenmaal per vijf jaar (vanaf 2001) wordt verstrekt. De RGO is met ingang van 17 oktober 2007 vervallen, met het in werking treden van de Wet Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden. Onder de nieuwe wet geldt een meldingsplicht voor grondontsmetting met metam-natrium. Volgens de toelatingsvoorschriften voor metam-natrium mag een perceel slechts eenmaal in de vijf jaar worden ontsmet. Dichloorpropeen en cis-dichloorpropeen zijn niet meer toegelaten in Nederland.

Verbruik en arealen

In Tabel 8.3 staat het areaal dat is ontsmet met natte grondontsmettingsmiddelen voor de drie evaluatieperioden en het relatieve verbruik in kilogram werkzame stof (referentieperiode is 100%). Figuur 8.3 geeft het ontsmette oppervlak en het relatieve verbruik voor de hele periode.

Tabel 8.3 Ontsmet areaal en relatieve afzet grondontsmettingsmiddelen.

periode	oppervlak (ha)	oppervlak (%)	verbruik (%)
1997-1999	7923	100	100
2004-2005	5168	65	92
2008-2009	5562	70	108

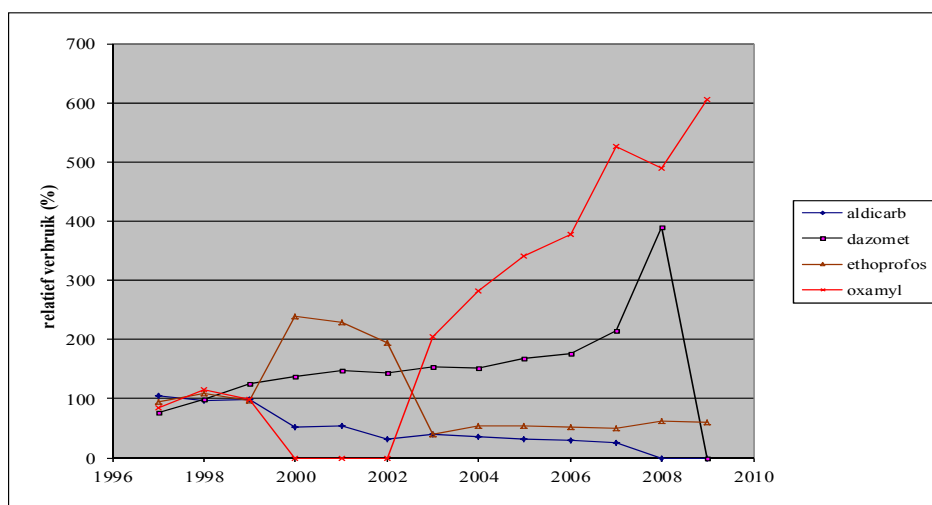


Figuur 8.3 Verloop van het ontsmette areaal landbouwgrond (rode lijn, linkeras) en het relatieve verbruik (blauwe lijn, rechteras). Het gemiddelde van 1997-1999 = 100%.

In de referentieperiode waren drie natte grondontsmettingsmiddelen toegestaan: dichloorpropeen (alleen 1997), cis-dichloorpropeen en metamnatrium. Per 1 februari 2003 is ook de reguliere toelating van cis-dichloorpropeen vervallen en vanaf 2005 is geen gebruik van deze stof meer geweest.

In 1998 werd relatief weinig gebruikgemaakt van grondontsmetting ten opzichte van de omliggende jaren 1997 en 1999 (Figuur 8.3). De reden hiervoor was de vele regen in het najaar (september en oktober) van 1998, waardoor veel geplande grondontsmettingen niet door konden gaan. In de periode 2002-2004 was de oppervlakte ontsmet met natte grondontsmettingsmiddelen relatief laag. Dit is mede het gevolg van het wegvallen van cis-dichloorpropeen. Metamnatrium was geen volwaardig alternatief voor cis-dichloorpropeen op zwaardere gronden. Inmiddels is echter de toedieningstechniek geoptimaliseerd. Vanaf 2005 is het ontsmette oppervlak ongeveer 6000 ha.

Natte grondontsmetting zou in de praktijk mogelijk deels vervangen kunnen zijn door droge grondontsmetting: gebruik van granulaten op basis van dazomet, aldicarb, oxamyl en/of ethoprofos. Het relatieve verloop van deze stoffen in de tijd wordt gegeven in Figuur 8.4. Dit verloop geeft niet aan dat deze stoffen op grote schaal de natte grondontsmetting hebben vervangen; het tijdelijk verhoogde gebruik van ethoprofos houdt mogelijk verband met het wegvallen van oxamyl. De piek in het verloop van dazomet is vermoedelijk een reactie op het verbod van de stof in 2009.



Figuur 8.4 Relatief verbruik van enkele alternatieve stoffen voor de natte grondontsmetting.

Tabel 8.3 geeft aan dat het ontsmette areaal in 2008-2009 met 30% is afgenomen ten opzichte van de referentieperiode, maar dat tegelijkertijd het verbruik (het aantal kg) is toegenomen. Deze toename heeft te maken met de voorgeschreven dosering; de dosering van metam-natrium is ongeveer 50% hoger dan die van cis-dichloorpropeen. Daarnaast is er een verschuiving in de oppervlakken van gewassen waarvoor wordt ontsmet (Tabel 8.4). Het ontsmette areaal voor aardappelen is met 70% teruggelopen als gevolg van het wegvallen van cis-dichloorpropeen en het verbouwen van minder gevoelige/resistente rassen. Het ontsmette areaal voor bloembollen is daarentegen toegenomen met ongeveer 25%. De voorgeschreven dosering metam-natrium voor bloembolpercelen is ongeveer twee maal zo hoog als de dosering voor aardappelpercelen (zie Tabel 8.5).

Tabel 8.4 Verdeling van het ontsmette areaal (ha) over gewassen. Bron: NVWA.

Gewasgroep	1997-1999	2004-2005	2008-2009
aardappelen	3743	1389	1192
aardbeien	469	616	626
aspergeplanten			45
bieten	285	53	89
bloembollen/bolbloemen	2160	2267	2730
bloemisterijgewassen	42	56	43
boomkwekerijgewassen	491	231	269
graszoden	1		0
groentegewassen	524	399	363
halfjarige rozenstruikjes			2
herinplant boomgaard	49	36	64
knolcyperus	25	4	0
uien (inclusief plantuien en sjalotten)	12	8	
uitvoering van onderzoek	1		60
vaste planten	121	110	3
totaal	208	110	5563

Tabel 8.5 Aanbevolen dosering (volgens de Gebruiksaanwijzing op <http://www.ctgb.nl>) voor natte grondontsmettingsmiddelen. Tussen haakjes de dosering waarmee in de huidige studie is gerekend.

gewas(groep)	aanbevolen dosering werkzame stof (kg/ha)	
	metam-natrium	cis-dichloorpropeen
aardappelen	153,0	98,6 (97,8) ¹
bieten	153,0	87,0 (97,8)
uien	153,0	87,0 (97,8)
bloembollen/bolbloemen	306,0 – 382,5 (344,3)	139,2 – 185,6 (162,4)
overige gewassen	306,0 – 382,5 (344,3)	139,2 – 266,8 (203,0)
knolcyperus	357,0	n.v.t.

¹ Bij de berekeningen werden de akkerbouwgewassen (aardappelen, bieten en uien) gezamenlijk genomen. Omdat bij de akkerbouwgewassen ongeveer 93% van het areaal ontsmet werd ten behoeve van de teelt van aardappels is gekozen om voor alle akkerbouwgewassen uit te gaan van 97,8 l/ha ($0,93 * 98,6 + 0,07 * 87,0$).

Berekening van de milieubelasting door natte grondontsmettingsmiddelen

De uitspoeling van metam-natrium en cis-dichloorpropeen is berekend met het model GeoPEARL (Tiktak et al. 2002, 2003). Metam-natrium wordt in de bodem omgezet in methylisothiocyanaat (MITC); de metabooliet is de stof die uitspoelt. De uitspoeling van (de omzettingproducten van) metam-natrium en cis-dichloorpropeen is sterk afhankelijk van de locatie in Nederland waar grondontsmetting plaatsvindt: de uitspoeling kan meer dan een factor 10 miljard verschillen tussen locaties. Het meest ideaal zou dan ook zijn om per perceel de uitspoeling te berekenen, omdat zelfs binnen gemeenten zeer grote verschillen kunnen bestaan in uitspoeling. Omdat de schematisatie van Nederland in GeoPEARL een dergelijke verfijning niet toelaat en de perceelgegevens niet zodanig beschikbaar zijn dat deze op eenvoudige wijze gekoppeld kunnen worden aan de schematisatie van GeoPEARL, is ervoor gekozen om gebruiksvolumina en uitspoelingsfactoren voor heel Nederland te berekenen. Van der Linden et al. (2006) toonden aan dat de relatieve verandering in uitspoeling tussen 1997-1999 en 2004-2005 niet sterk werd beïnvloed door de opschaling. Daarom is hier gekozen om met een uitspoelingsfactor per stof te rekenen.

Behalve de fractie uitspoeling berekent GeoPEARL ook het jaargemiddelde van de concentratie in het uitspoelende water. De mediaan van deze concentraties over een periode van 20 jaar wordt in Nederland gebruikt bij de toelatingsbeoordeling van uitspoeling naar het grondwater (Van der Linden et al. 2004). Voor deze studie is, evenals bij de berekening van de emissie, de mediaan van de uitspoelingsconcentratie per district en over geheel Nederland berekend om tot een milieubelastingsfactor voor Nederland te komen. Hiertoe is deze mediaan gerelateerd aan de norm van 0,1 µg/l.

In de berekeningen is ervan uitgegaan dat (cis-)dichloorpropeen in de grond wordt geïnjecteerd op een diepte van 18 cm. Voor metam-natrium is ervan uitgegaan dat de stof in de bodem wordt ingebracht en vervolgens homogeen over de bovenste 25 cm van de bodem wordt verdeeld. Bij de berekeningen is er tevens vanuit gegaan dat de 'gemiddelde' datum van toepassing 1 oktober is; de meeste grondontsmettingen vinden in de periode augustus-november plaats.

De relatieve uitspoeling en de milieubelasting zijn gegeven in Tabel 8.6, berekend op basis van één landelijke uitspoelingsfactor. Dichloorpropeen spoelt relatief meer uit naar het bovenste grondwater dan MITC. De relatieve afname van de uitspoeling in de periode 2004-2005 ten opzichte van 1997-1999 is ongeveer 50%. Dit is groter dan de relatieve afname in verbruik. De relatieve afname in verbruik werd dan ook veroorzaakt door de afname van dichloorpropeen; het verbruik van metam-natrium nam in die periode toe. In 2008-2009 is de uitspoeling weer toegenomen; dit is het gevolg van een toename in het verbruik van metam-natrium. Ondanks dat het totale verbruik boven dat van de referentieperiode ligt, is de uitspoeling in 2008-2009 lager als gevolg van de verschuiving tussen de middelen. De afname in de milieubelasting tussen 1997-1999 en 2004-2005 is ruim 70%. Dit is meer dan de afname in de uitgespoelde hoeveelheid en is het gevolg van de verschillen in uitspoelingsgevoeligheid van de stoffen. In 2008-2009 werd alleen nog metam-natrium gebruikt. Aangezien het verbruik in 2008-2009 weer was toegenomen ten opzichte van 2004-2005 is ook de milieubelasting weer toegenomen. Over de gehele periode is de milieubelasting met 64% afgenomen.

Tabel 8.6 Relatieve uitspoeling van en milieubelasting (% ten opzichte van 1997-1999) door grondontsmetting met cis-dichloorpropeen (CD) en metam-natrium (MITC). De uitspoeling is berekend op basis van het gemiddelde verbruik per jaar per periode en met één landelijke uitspoelingsfactor.

uitspoeling	1997-1999	2004-2005	2008-2009
kg	100	48	55
milieubelasting	100	28	36

De berekeningen voor de natte grondontsmettingsmiddelen zijn op een andere manier uitgevoerd dan de berekeningen voor de overige stoffen (hoofdstuk 4). Daarnaast is ook de verdeling van het verbruik over Nederland op een andere wijze tot stand gekomen. Dit maakt dat de uitkomsten niet bij elkaar dienen te worden geteld.

De berekeningen geven relatief hoge concentraties aan voor de bovenste meter van het grondwater, waardoor de berekende milieubelasting hoog is. Voor de stoffen methylisothiocyanaat (de belangrijkste metabooliet van metam-natrium als het om uitspoeling gaat) en dichloorpropeen worden in de (verzadigde) bodem beneden 1 m diepte verder omgezet door hydrolyse (naast eventueel verdere biochemische omzetting) (Van den Berg et al. 1992). Op de diepte van 10 m beneden maaiveld, de diepte waarop in de toelatingsbeoordeling uiteindelijk wordt getoetst, zullen de stoffen niet voorkomen in aantoonbare hoeveelheden. Laterale uitspoeling naar het oppervlaktewater zou kunnen optreden. Vanwege hun grote vluchtigheid zullen de stoffen snel uit het water verdwijnen.

Onzekerheden in de berekeningen

Er bestaan zeer grote verschillen in de uitspoelingsfactor tussen locaties. Door uit te gaan van een uitspoelingsfactor voor heel Nederland kan uitspoeling over- of onderschat worden. Verschuiving van het gebruik van grondontsmetting in Nederland kan de mate van onder- of overschatting doen toenemen.

De uitspoeling wordt verder beïnvloed door het tijdstip van toepassing en de omstandigheden. Bij de berekening is uitgegaan van een najaarstoepassing (1 oktober). Toepassing op een vroeger of later tijdstip kan leiden tot een hogere of lagere uitspoelingsfactor (afwijking ongeveer 25%).

Metingen in het oppervlaktewater

Dichloorpropeen en MITC waren in de periode 1997-2009 opgenomen in diverse monitoringsprogramma's, maar niet van alle waterschappen en niet in alle jaren. Voor een aantal monsters was de rapportagegrens boven de drinkwaternorm (0,1 µg/l), zodat niet toetsbaar was of de norm werd overschreden. De hoge rapportagegrens was voornamelijk in het begin van de periode; aan het eind van de periode was de rapportagegrens vaak op of beneden de norm. Van de toetsbare monsters waren alle MITC-uitslagen beneden de norm, wat wil zeggen dat de stof niet is aangetoond terwijl de rapportagegrens niet boven de norm lag of dat de concentratie beneden 0,1 µg/l lag. Cis-dichloorpropeen is in de periode twee keer gerapporteerd boven de drinkwaternorm, een keer in Limburg in 2006 (0,2 µg/l) en een keer op Texel in 2008 (0,4 µg/l). Opvallend is dat beide gevallen ver na het geregistreerde gebruik van cis-dichloorpropeen zijn. Gezien de omzettingssnelheid van dichloorpropeen in water en de vluchtigheid van de stof wordt niet verwacht dat de stof enkele jaren na een toepassing nog in water wordt aangetroffen boven de drinkwaternorm. Gezien de hoogte van de rapportagegrens in vergelijking tot de gemeten concentratie valt niet uit te sluiten dat de detectie op toeval berust.

Conclusies

- Het areaal dat jaarlijks wordt ontsmet was in 2004-2005 35% kleiner dan in 1997-1999, maar nam daarna weer iets toe. Het verbruik van grondontsmettingsmiddelen nam meer toe dan het areaal, door meer inzet buiten de akkerbouw. De toename vond plaats voordat de RGO werd opgeheven en de vergunningsplicht werd vervangen door een meldingsplicht. Deze verandering heeft niet tot een verhoogd verbruik geleid.
- De milieubelasting door natte grondontsmetting was in 2004-2005 met ongeveer 70% afgenomen ten opzichte van de periode 1997-1999, maar nam daarna weer toe. De daling in de milieubelasting werd voornamelijk veroorzaakt door het verbod op het gebruik van cis-dichloorpropeen, dat iets gevoeliger is voor uitspoeling dan metam-natrium.
- Residuen van natte grondontsmettingsmiddelen worden niet aangetroffen in oppervlaktewater, met uitzondering van dichloorpropeen in twee monsters (in respectievelijk 2006 en 2008, lang na het aflopen van de toelating van de stof).
- De beoogde doelstelling van de RGO, geringere afhankelijkheid van natte grondontsmettingsmiddelen, is niet gehaald. Het verbod op het gebruik van (cis-)dichloorpropeen heeft een groter effect gehad dan de regeling zelf.

8.3**AmvBs***LOTV*

Het Besluit Lozingen Open Teelten en Veehouderij (LOTV) is ingevoerd om de belasting van oppervlaktewater met nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen terug te dringen. Het besluit is ingegaan op 1 maart 2000, in de loop van het groeiseizoen van het jaar. De maatregelen van het LOTV aangaande gewasbeschermingsmiddelen zijn met name gericht op het reduceren van driftemissies en betreffen onder andere het hanteren van teeltvrije zones, het gebruik van driftarme spuitdoppen en het handelen volgens goede landbouwpraktijk. Uit een modelstudie (Kalf en Roex 2004) kwam naar voren dat een volledige doorvoering van de maatregelen van het LOTV een reductie in

de driftemissie naar oppervlaktewater van 90% zou moeten bewerkstelligen, en dus een vergelijkbare daling van de milieubelasting door die route bij gelijkblijvend middelenpakket.

De LOTV-maatregelen hebben voornamelijk effect op de belasting van het oppervlaktewater door drift en veel minder tot nagenoeg geen effect op atmosferische depositie en drainage. LOTV is in de jaren na de introductie opgenomen in het toelatingsbeleid. Effecten van de LOTV-maatregelen zijn daarom niet eenduidig aan te geven en niet los te zien van andere maatregelen. De gangbare praktijk is dat de driftbelasting wordt berekend met inachtneming van de teeltvrije zones, zodat LOTV niet meer aanvullend aan het toelatingsbeleid is. De bijdrage van het LOTV aan de verminderde milieubelasting van het oppervlaktewater is benaderd door te rekenen met de relatieve belasting per kg ingezet product.

Controles van de Algemene Inspectiedienst (AID) en waterschappen geven aan dat makkelijk te controleren zaken, zoals bijvoorbeeld de breedte van de teeltvrije zone, in de praktijk goed worden nageleefd. In de berekeningen met de NMI is aangenomen dat LOTV volledig was ingevoerd voor de periodes 2004-2005 en 2008-2010. Hiermee is rekening gehouden met het vaststellen van de driftpercentages voor de belasting van het oppervlaktewater. In de referentieperiode was het LOTV nog niet van kracht; voor die periode is rekening gehouden met driftreducerende maatregelen die toen op sectorniveau al waren genomen. Omdat er al driftreducerende maatregelen waren genomen, is het niet te verwachten dat de theoretische waarde van 90% (Kalf en Roex 2004) in de berekeningen voor de beleidsperiode terug te zien zal zijn, ook omdat met meer routes dan alleen drift rekening is gehouden.

GLAMI

De regeling Glastuinbouw en milieu (GLAMI) heeft tot doel de belasting van het milieu door de glastuinbouw te verminderen. Gewasbescherming is een onderdeel van de regeling, maar de regeling geeft meer aandacht aan andere zaken dan aan gewasbeschermingsmiddelen. Zo is vooral ingezet op het terugdringen van de emissies van nutriënten.

Maatregelen die zijn genomen om het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen terug te dringen hebben hun weerslag gevonden in de enquêtes die door CBS zijn uitgevoerd en daarmee niet afzonderlijk te duiden.

Pas recent is duidelijk geworden dat emissies naar oppervlaktewater vanuit substraatteelten voor een aantal situaties werden onderschat in het verleden. De sector bereidt plannen voor om de emissies van gewasbeschermingsmiddelen versneld verder terug te dringen. Maatregelen zouden per 2013 moeten zijn ingevoerd, maar op dit moment is nog onduidelijk welke maatregelen dit zouden moeten zijn.

In de berekeningen in dit rapport zijn de recente inzichten over emissies naar oppervlaktewater meegenomen, waardoor meer emissie uit kassen is berekend dan in het verleden werd aangenomen. Er was echter onvoldoende informatie over de waterhuishouding (bassingroottes, waterbronnen en dergelijke) aanwezig om rekening te kunnen houden met de variabiliteit in de sector. Hiermee zijn inspanningen van de sector om grotere bassins aan te leggen en water te behandelen (bijvoorbeeld ontzouten met behulp van omgekeerde osmose) om daarmee beter uitgangswater te hebben mogelijk onderbelicht. Om

hiermee in de toekomst wel rekening te kunnen houden zou de waterhuishouding van de glastuinbouwbedrijven beter moeten worden geïnventariseerd.

Overige

Belastingmaatregelen hebben tot doel ondernemers aan te zetten tot het aanschaffen en inzetten van machines of technieken die de emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar het milieu verlagen. Van de regelingen is gebruikgemaakt en dat heeft ertoe geleid dat de machines en technieken in de praktijk worden toegepast. In de berekeningen is rekening gehouden met het gebruik van deze technieken in de toepassingspraktijk. Dit is meegenomen in de implementatiegraad van verschillende emissiereducerende technieken en/of toepassingsmethoden. Er zijn geen berekeningen uitgevoerd voor de situatie 'zonder emissiereducerende technieken'. In de praktijk zouden een aantal toepassingen niet mogelijk zijn zonder de gebruikte emissiereducerende technieken. Daarmee is niet eenduidig vast te stellen wat de bijdrage van de belastingmaatregelen is aan het verminderen van de milieubelasting.

Begrippen en afkortingen

AID	Algemene Inspectiedienst
AMvB	Algemene Maatregel van Bestuur
BMA	Bestrijdingsmiddelenatlas
BT	bedekte teelten
Ctgb	College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden
Ctbase, Ctgbase	database met stofconstanten voor gewasbeschermingsmiddelen
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek
CML	Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden
DG	Duurzame Gewasbescherming
DOB	Duurzaam OnkruidBeheer verhardingen
DOC	Dissolved Organic Carbon, opgeloste organische stof
EDG	Evaluatie Duurzame gewasbescherming
EQS-AA	Environmental Quality Standard, annual average concentration (= MKN-JG)
EQS-MAC	Environmental Quality Standard, maximum allowable concentration (= MKN-MAC)
EU	Europese Unie
FOCUS	FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE
GLAMI	regeling GLAstuinbouw en Milieu
KRW	KaderRichtlijn Water
LEI	Landbouw Economisch Instituut, onderdeel van Wageningen UR
LGN	LandGebruik Nederland
LNV	voormalige ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
LD50	Letale Dosis 50%, dosering waarbij 50% sterft
LOD	Detectielimiet
LOQ	Kwantificeringslimiet
LOR	Rapportagegrens
LOTV	Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij
LVM	Laag Volume Mist toepassing van gewasbeschermingsmiddelen
MIA	MilieuInvesteringsAftrek
MIP	MilieuIndicator Punt, maat voor berekende milieukwaliteit
MKN-JG	KRW-milieukwaliteitsnorm voor oppervlaktewater (jaargemiddelde concentratie)
MKN-MAC	KRW-milieukwaliteitsnorm voor oppervlaktewater (maximaal aanvaardbare concentratie)
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico, milieukwaliteitsnorm voor oppervlaktewater
NOED	No Observed Effect Dose
NVWA	Nederlandse Voedsel- en WarenAutoriteit
NMI	Nationale Milieu Indicator
OT	Open Teelten, vollegrondsteelten
PBL	PlanBureau voor de Leefomgeving
POC	Particulate Organic Carbon, zwevende organische deeltjes in oppervlaktewater
PPO	Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, onderdeel van Wageningen UR
PRI	Plant Research International, onderdeel van Wageningen UR
RAG	Regeling Administratievevoorschriften Gewasbeschermingsmiddelen

RGO	Regulering Grondontsmettingsmiddelen
RIWA	vereniging van RIvierWATERbedrijven
SNO	geSommeerde NormOverschrijding
STONE	Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel
UV	ultraviolet licht
VAMIL	willekeurige afschrijving milieu-investeringen
VR	verwaarloosbaar risico

Literatuur

- Bodar C, Smit E. 2008. 'Nieuwe normen voor bestrijdingsmiddelen: schoner water?', *H₂O* 24: 53-55.
- Buurma JS, Smit AB, van der Linden AMA, Luttik R. 2000. Zicht op gezonde teelt. Een scenariostudie voor het gewasbeschermingsbeleid na 2000. Den Haag, LEI Rapport 6.00.03.
- CBS. 2005. Eerste uitkomsten gebruik bestrijdingsmiddelen in de landbouw, 2004. CBS Maatwerk. <http://www.cbs.nl/nl-NL/menu/themas/milieu-natuur-ruimte/milieuverontreiniging/cijfers/incidenteel/Maatwerk>
- CBS/Statline. 2010. <http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication> Gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen per actieve stof in de landbouw.
- Dorgelo FO (ed). 2006. Eindrapportage CTBase. Wageningen, College voor de toelating van bestrijdingsmiddelen.
- FOCUS. 2008. Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment. Report of the FOCUS Working Group on Pesticides in Air. Brussels, DG Health and Consumers, EC Document Reference SANCO/10553/2006 Rev 2.
- Heuvelink GBM, Kruijne R, Musters CJM. 2011. Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt Rapport 115.
- Kalf DF, Roex E. 2004. Effecten van het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij (LOTV) op de waterkwaliteit. Lelystad, RIZA Rapport ISSN 1383-7753, 2003.035.
- Kempenaar C, Kruijne R, Spijker J. 2009. Niet-landbouwkundig gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Schatting van terreintypen en gebruik voor de eindevaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming. Wageningen, Plant Research International, Nota 637.
- Kroonen-Backbier B, van der Hulst W. 2009. Werken aan schoner oppervlaktewater in intensieve maïsteeltgebieden. Pilotstudie Maïscasus in de Hoge en Lage Raam in 2008. Vredepeel, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Rapport Praktijknetwerk Telen met Toekomst, maart 2009.
- Kruijne R, van der Linden AMA, Deneer J, Groenwold JG, Wipfler EL. 2012a. Dutch environmental risk indicator for plant protection products. NMI 3. Wageningen, Alterra Rapport 2250-1.
- Kruijne R, van der Linden AMA, Deneer J, Groenwold JG, Wipfler EL. 2012b. Dutch environmental risk indicator for plant protection products. Appendices NMI 3. Wageningen, Alterra Rapport 2250-2.
- Lieffijn H, Deneer J, Leistra M. 2000. Schatting van de emissie van bestrijdingsmiddelen uit de glastuinbouw. Een nulmeting (1997) ten behoeve van het Milieuconvenant Glastuinbouw en Milieu. Ede, Expertisecentrum LNV Rapport 249.
- LNV. 2004. Duurzame gewasbescherming. Beleid voor gewasbescherming tot 2010. Den Haag, ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- NVWA. 2010. Evaluatieverslag toepassingscontroles 2010. Utrecht, nieuwe Voedsel en Waren Autoriteit.
- Puijker L, Beek K van, Beerendonk E, Gijsbertsen A. 2004. Door drinkwaterbedrijven gemaakte kosten als gevolg van bestrijdingsmiddelengebruik. Inventarisatie over de periode 2001-2003. Nieuwegein, KIWA Rapport 04.094.

- Tiktak A, de Nie DS, van der Linden AMA, Kruijne R. 2002. Modelling the leaching and drainage of pesticides in the Netherlands: the GeoPEARL model. *Agronomie* (22):373-387.
- Tiktak A, Linden AMA van der, Boesten JJTI. 2003. The GeoPEARL model. Description, applications and manual. Bilthoven, RIVM Rapport 716601007.
- Tiktak A, Boesten JJTI, Hendriks RFA, van der Linden AMA. 2012a. Leaching of Plant Protection Products to field ditches in the Netherlands. Development of a PEARL drain pipe scenario for arable land. Bilthoven, RIVM Rapport 607407003.
- Tiktak A, Hendriks RFA, Boesten JJTI. 2012b. Simulation of pesticide leaching towards surface water in a pipe-drained cracking clay soil in the Netherlands. *Pest Manag.* (68):290-302.
- Van den Berg R, Linden AMA van der, Leistra M, Boesten JJTI, Beek CGEM van, Puijker LM. 1992. Discussienotitie ten aanzien van de omzetting van bestrijdingsmiddelen in de waterverzadigde ondergrond. Richtlijnen voor het onderzoek. Bilthoven, RIVM Rapport 725801007.
- Van Eerd MM, Dam JD van, Tiktak A, Vonk M, Wortelboer FG, Zeijts H van. 2012. Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming. Den Haag, Planbureau voor de Leefomgeving, Publicatie 500158001.
- Van der Gaag DJ, Jellema P. 2007. Afzetgegevens van gewasbeschermingsmiddelen middels de RAG. Kwaliteitsbeschrijving en een vergelijking met CBS-gegevens van 2004. Wageningen, Plantenziektenkundige Dienst, Rapport TRCPD/2006/5581.
- Van der Linden AMA, Boesten JJTI, Cornelese AA, Kruijne R, Leistra M, Linders JBHJ, Pol JW, Tiktak A, Verschoor AJ. 2004. The new decision tree for the evaluation of pesticide leaching from soils. Bilthoven, RIVM Rapport 601450019.
- Van der Linden AMA, Beelen P van, Berg GA van den, Boer M de, Gaag DJ van der, Groenwold JG, Huijsmans JFM, Kalf DF, Kool SAM de, Kruijne R, Merkelbach RCM, Snoo GR de, Vijftigschild RAN, Vijver MG, Wal AJ van der. 2006. Evaluatie duurzame gewasbescherming 2006: milieu. Bilthoven, RIVM Rapport 607016001.
- Van der Linden AMA, Tiktak A, Boesten JJTI, Vanclooster M. 2007. HARmonised environmental Indicators for pesticide Risk, Groundwater indicators. Report of work package 8. Bilthoven, RIVM, EU sixth Framework programme, contract number SSPE-CT-2003-501997.
- Van der Linden AMA, Kruijne R, Tiktak A, Vijver MG. 2012. Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming. Bijlagen deelrapport Milieu. Bilthoven, RIVM Rapport 607059002.
- Vermeulen T, van der Linden AMA, van Os EA. 2010. Emissions of plant protection products from glasshouses to surface water in The Netherlands. Wageningen, Wageningen UR, Rapport GTB-1002, RIVM Rapport 607407001.
- Volz J. 2009. Glyfosaat en AMPA in het stroomgebied van de Maas. Resultaten van een meetcampagne in het jaar 2008. Nieuwegein, RIWA-Maas, <http://www.riwa-maas.org/download/nl/nieuws/200901.pdf>
- Wingelaar GJ, Huijsmans JFM, Rotteveel AJW. 2001. Implementatiegraad emissiereducerende maatregelen in de open teelten. Stand van zaken voor het jaar 2000. Wageningen, Plantenziektenkundige Dienst / Instituut voor Milieu- en Agritechniek, Verslagen en Mededelingen nr 212.
- Withagen ACL, Horst CLM van der, Beltman WHJ, Dijk CJ van, Kempenaar C. 2004. Afspoeling van bestrijdingsmiddelen en onkruidbeelden in twee proefgemeenten. Wageningen, Plant Research International Nota 349.

Zwolsman JJG, Bernhardi L, Ijpelaar GF, Berg GA van den. 2004. Bescherming drinkwaterfunctie: bescherming van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening onder de Europese Kaderrichtlijn Water. Den Haag/Nieuwegein, VEWIN/KWR Rapport 04.075.

Zwolsman JJG, Berg GA van den. 2006. Bescherming drinkwaterfunctie oppervlaktewater door KRW en Nederlands beleid. Nieuwegein, KWR Rapport 06.094.

.....

**A.M.A. van der Linden (RIVM) | R. Kruijne (Alterra) |
A. Tiktak (PBL) | M.G. Vijver (CML)**

.....

RIVM rapport 607059001/2012

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

maart 2012

