

Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater

G.B.M. Heuvelink
R. Kruijne
C.J.M. Musters

r a p p o r t e n



wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR
For quality of life

Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

De reeks 'WOt-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

WOt-rapport **115** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie (EL&I). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Balans van de Leefomgeving en thematische verkenningen.

Geostatistische opschaling van concentraties van gewas- beschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater

G.B.M. Heuvelink

R. Kruijne

C.J.M. Musters

Rapport 115

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juli 2011

Referaat

Heuvelink, G.B.M., R. Kruijne & C.J.M. Musters (2011). *Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 115. 142 blz. 29 fig.; 14 tab.; 31 ref.; 9 bijl.

Metingen van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater worden met een geostatistische methode opgeschaald naar landelijke waarden. De methode maakt gebruik van ruimte-tijd regressie-kriging, waarbij zowel informatie in de metingen zelf als in landsdekkende kaarten van gecorreleerde omgevingsvariabelen wordt benut. De methode berekent eveneens de onzekerheid in de opgeschaalde waarde zodat ook de statistische significantie van temporele trends in landelijke waarden kan worden bepaald. Toepassing van de methode op metribuzin en carbendazim voor de periode 1997-2006 geeft plausibele resultaten die voor metribuzin in alle jaren rond 12 ng/liter liggen en voor carbendazim een dalende trend van 170 ng/liter in 1997 naar 100 ng/liter in 2006 laat zien. De methode is bewerkelijk en stelt hoge eisen aan de beschikbaarheid van data. Belangrijke aandachtspunten voor toekomstig onderzoek zijn statistische validatie van modeluitkomsten, analyse van de gevoeligheid van het model voor gemaakte aannames en de verbeterde verwerking van metingen beneden de kwantificeringslimiet.

Trefwoorden: gewasbeschermingsmiddelen, kriging, milieu, regressie, statistische modellering, trend, waterkwaliteit

Abstract

Heuvelink, G.B.M., R. Kruijne & C.J.M. Musters (2011). *Geostatistical upscaling of concentrations of crop protection agents in Dutch surface waters*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOt-rapport 115. 142 p. 29 Fig.; 14 Tab.; 31 Ref.; 9 Annexes

A geostatistical method is used to scale up local measurements of concentrations of crop protection agents in Dutch surface waters to obtain values for the country as a whole. The method uses space-time regression kriging, utilising information from the measurements as well as from national maps of correlated explanatory variables. The method also calculates the uncertainty in the upscaled values, allowing the statistical significance of temporal trends in national values to be determined. Applying the method to metribuzin and carbendazim over the 1997–2006 period yielded plausible results, showing a constant value for metribuzin of around 12 ng/L for all years, and a decreasing tendency for carbendazim, from 170 ng/L in 1997 to 100 ng/L in 2006. The method is laborious and makes heavy demands on data availability. Major focal points for future research include the statistical validation of the model outcomes, analysing the model's sensitivity to the assumptions made and improving the processing of measurements below the limit of quantification.

Key words: crop protection agents, kriging, environment, regression, statistical modelling, trend, water quality

ISSN 1871-028X

Auteurs:

G.B.M. Heuvelink & R. Kruijne (Alterra)
C.J.M. Musters (CML, UL)

©2011 Alterra Wageningen UR

Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

Institute of Environmental Sciences (CML), Universiteit Leiden

Postbus 9518, 2300 RA Leiden
Tel: (071) 527 5615; Fax: (071) 527 7434; e-mail: Secr-CML@CML.leidenuniv.nl

De reeks WOt-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat . **Het rapport is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

In 2004 heeft het ministerie van LNV de Nota Duurzame Gewasbescherming uitgebracht. Deze nota formuleert het gewasbeschermingsbeleid voor de periode 2001-2010. Het doel van deze nota is gewasbescherming te realiseren die gericht is op een goede milieukwaliteit, voedselveiligheid, behoud van economisch perspectief en arbeidsbescherming. In 2012 verschijnt naar verwachting een evaluatie van de nota waarin wordt nagegaan in hoeverre de doelstellingen uit de nota zijn bereikt. Daarbij moet worden onderzocht in hoeverre Nederland 'KRW-proof' is op het terrein van gewasbeschermingsmiddelen die zijn ingezet voor landbouwkundige toepassingen.

Het onderzoek dat in dit rapport wordt gepresenteerd is uitgevoerd om de komende evaluatie voor te bereiden. De opdracht is verstrekt door het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) en WOT Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. We zijn Martha van Eerdt (PBL) en Jennie van der Kolk (WOT N&M) erkentelijk voor de prettige manier waarop zij het project hebben begeleid en ook inhoudelijk meedachten. We bedanken Nanny Heidema (Alterra) voor GIS-ondersteuning, Maarten van 't Zelfde (CML) voor databewerking en John Deneer (Alterra) en Tom Hoogland (Alterra) voor een kritische analyse van een concept van dit document. Eveneens bedanken we Ton van der Linden (PBL) en Edzer Pebesma (Universiteit Münster) voor hun rol als referent en de opbouwende kritiek die het rapport ten goede is gekomen.

De samenwerking tussen Alterra en het Centrum voor Milieuwetenschappen van de Universiteit Leiden is ons zeer goed bevallen. We hopen dat we in de toekomst vaker zullen samenwerken.

*Gerard Heuvelink
Roel Kruijne
Kees Musters*

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
Summary	13
1 Inleiding	17
1.1 Achtergrond en probleemstelling	17
1.2 Doelstelling en onderzoeksvragen	17
1.3 Opzet rapport	18
2 Doelpopulatie en doelvariabele	19
2.1 Doelpopulatie	19
2.2 Doelvariabele	24
3 Inventarisatie verklarende variabelen	25
3.1 Processen en factoren die variabiliteit in concentraties veroorzaken	25
3.2 Verklarende variabelen ontleend aan uitvoer NMI	28
3.3 Overige verklarende variabelen	29
4 Inventarisatie BMA-gegevens	33
4.1 Beschrijving BMA-gegevens	33
4.2 Temporele aggregatie naar seizoensgemiddelde	33
4.3 Toebedeling BMA-maatlocaties aan watertypen	36
5 Regressieanalyse	41
5.1 Uitgangspunten	41
5.2 Voorbereidingen en exploratieve data-analyse	42
5.3 Stapsgewijze regressie	44
5.4 Interacties	46
6 Geostatistische modellering en opschaling	47
6.1 Ruimtelijke variabiliteit	47
6.2 Ruimtelijke interpolatie met kriging	49
6.3 Ruimte-tijd geostatistiek	50
6.4 Opschaling naar een landelijke waarde	51
6.5 Stappen in praktische toepassing van regressie-kriging en geostatistische opschaling	53
7 Casus 1: metribuzin	55
7.1 Exploratieve data-analyse	55
7.2 Regressieanalyse	58
7.3 Ruimte-tijd kriging en opschaling	60
7.4 Bespreking van uitkomsten	64
8 Casus 2: carbendazim	67
8.1 Exploratieve data-analyse	67

8.2	Regressieanalyse	70
8.3	Ruimte-tijd kriging en opschaling	72
8.4	Bespreking van uitkomsten	76
9	Discussie en conclusies	77
9.1	Discussie	77
9.2	Conclusies	81
10	Referenties	85
Bijlage 1	Watertypen volgens KRW typologie (STOWA, 2004abc)	87
Bijlage 2	Kaarten van verklarende variabelen gebruikt in de regressies voor metribuzin en/of carbendazim	89
Bijlage 3	BMA-puntwaarnemingen seizoensgemiddelde concentraties metribuzin (¹⁰ log ng/liter) per jaar	95
Bijlage 4	Uitkomsten regressie-analyse metribuzin	97
Bijlage 5	Kaarten regressie en regressie-kriging metribuzin per jaar	101
Bijlage 6	BMA-puntwaarnemingen seizoensgemiddelde concentraties carbendazim (¹⁰ log ng/liter) per jaar	105
Bijlage 7	Uitkomsten regressieanalyse carbendazim	107
Bijlage 8	Kaarten regressie en regressie-kriging carbendazim per jaar	111
Bijlage 9	Aantal metingen per stof per jaar	121

Samenvatting

Concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater worden regelmatig op tal van locaties door regionale waterbeheerders gemeten en ondergebracht in de bestrijdingsmiddelenatlas (BMA). De nadruk ligt hierbij op presentatie van ruimtelijke beelden, maar vanuit het beleid is ook behoefte aan tijdreeksen van landelijke waarden voor de in de BMA opgeslagen stoffen, waarmee trends in de tijd voor Nederland als geheel kunnen worden vastgesteld.

In dit onderzoek is een geostatistische methode toegepast om puntwaarnemingen van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen op te schalen naar een landelijke waarde. De methode maakt gebruik van regressie-kriging en bestaat uit zes stappen. Als eerste stap wordt voor een stof op meetlocaties de seizoensgemiddelde concentratie geschat uit puntwaarnemingen in de tijd. Vervolgens wordt een groot aantal verklarende variabelen verzameld die ruimtelijke en temporele variaties in de seizoensgemiddelde concentratie kunnen verklaren. Deze verklarende variabelen moeten ruimtedekkend beschikbaar zijn voor de gehele periode waarover de trend wordt berekend. Belangrijke potentiële verklarende variabelen zijn de uitvoer van de Nationale Milieu Indicator (NMI), omgevingsvariabelen zoals landbouwregio, percentage landbouw, bos en natuur, bodemeigenschappen en slootdichtheid, en het jaartal van waarneming. Als derde stap worden via GIS-overlay de verklarende variabelen op de meetlocaties bepaald en samen met de doelvariabele (de seizoensgemiddelde concentratie) ondergebracht in één bestand. In stap vier wordt dit bestand gebruikt om met stapsgewijze regressie een model te bouwen dat de doelvariabele voorspelt met die verklarende variabelen die een statistisch significante invloed hebben op de doelvariabele. Vanwege de geringe omvang van de dataset en andere beperkingen worden hierbij geen interacties tussen verklarende variabelen meegenomen. De vijfde stap berekent de ruimte-tijd correlatie van het residu van de regressie en interpoleert deze met ruimte-tijd kriging. Ten slotte worden in stap zes de uitkomsten van de regressie en de kriging bij elkaar opgeteld. Dit geeft voor elke locatie (gridcel) en jaar een voorspelling van de seizoensgemiddelde concentratie, die ruimtelijk wordt geaggregeerd met het watervolume per gridcel als weefactor om tot een landelijke waarde van de seizoensgemiddelde concentratie en tijdreeksen ervan te komen. Om ook voorspellingsintervallen rondom de berekende trends te kunnen vaststellen, wordt hiervoor stochastische simulatie gebruikt, waarbij herhaaldelijk trekkingen uit de kriging kansverdeling worden gegenereerd en de opschaling op deze trekkingen wordt toegepast.

De regressie-kriging methodologie is voor de periode 1997-2006 toegepast op twee stoffen, te weten metribuzin en carbendazim. De belangrijkste reden om juist deze twee stoffen te kiezen was dat er verhoudingsgewijs veel gegevens van beschikbaar zijn in de BMA. Toch komt het voor deze twee stoffen regelmatig voor dat voor minder dan drie maanden metingen binnen het groeiseizoen beschikbaar zijn, en dat voor maanden waarin wel gemeten is het aantal metingen in die maand gering is. Databeschikbaarheid voor het groeiseizoen steekt overigens nog gunstig af bij die voor het gehele jaar. In de winter, waarin concentraties over het algemeen lager zijn, is veel minder intensief gemeten zodat berekening van jaargemiddelden slechts op een klein aantal locaties verantwoord is, en te weinig om regressie-kriging toe te kunnen passen. Dit rapport beperkt zich daarom tot berekening van trends in landelijk gemiddelden van de seizoensgemiddelde concentraties. Bij de data-analyse bleek dat veel waarnemingen beneden de rapportagegrens (kwantificeringslimiet) liggen, dat die rapportagegrens sterk varieert en in sommige gevallen extreem hoog is.

In dit onderzoek is de KRW-richtlijn gehanteerd waarbij aan waarnemingen beneden de rapportagegrens de helft van de rapportagegrens wordt toegekend. Echter, bij metingen met een hoge rapportagegrens resulteert dit in hoge concentraties, wat in veel gevallen niet realistisch is en tot onrealistische uitkomsten leidt. Metingen met een rapportagegrens groter of gelijk aan een gekozen drempelwaarde zijn daarom uit de dataset verwijderd, waarbij voor metribuzin een drempelwaarde van 50 ng/liter en voor carbendazim een drempelwaarde van 100 ng/liter is gehanteerd. Een ander probleem was dat bij toepassing van de stapsgewijze regressie voor sommige combinaties van verklarende variabelen weinig waarnemingen beschikbaar waren om de bijbehorende regressiecoëfficiënten nauwkeurig te schatten. Het regressiemodel is daarom bewust eenvoudig gehouden. Interacties zijn niet meegenomen. Ondanks deze beperkingen werkt de regressie-kriging methode naar behoren en geeft het plausibele en relevante resultaten. Wel moet opgemerkt dat de methode rekenintensief is, diverse aannames maakt, de nodige expertise vereist en hoge eisen stelt aan het aantal beschikbare waarnemingen.

De belangrijkste conclusies van dit onderzoek zijn:

1. De geostatistische opschalingsmethodiek die gebruik maakt van regressie-kriging is, mits voldoende gegevens beschikbaar zijn, geschikt om de seizoensgemiddelde concentratie van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater te voorspellen.
2. Omdat de opschalingsmethodiek hoge eisen stelt aan de databeschikbaarheid is ze slechts toepasbaar op een klein deel van de stoffen in de BMA. De methodiek lijkt alleen toepasbaar op de 36 meest bemeten stoffen in de BMA, waarvan een groot deel niet is toegelaten en/of veel waarnemingen beneden de rapportagegrens heeft.
3. In dit onderzoek zijn waarnemingen beneden de rapportagegrens vervangen door de helft van de rapportagegrens. Om te voorkomen dat deze keuze tot onrealistische uitkomsten leidt, zijn waarnemingen met een hoge rapportagegrens eerst verwijderd uit de dataset. Toch zijn de uitkomsten van het onderzoek gevoelig voor de gemaakte keuze en zou het zinvol zijn deze gevoeligheid nader te onderzoeken.
4. De geostatistische opschalingsmethodiek is wetenschappelijk onderbouwd en kwantificeert de nauwkeurigheid van de voorspelde seizoensgemiddelde concentraties. De methodiek maakt echter diverse aannames die in de praktijk niet altijd realistisch zullen zijn. Dit betreft niet alleen statistische aannames zoals normaliteit en stationariteit van het residu van de regressie, maar ook fysische aannames zoals ideale verticale menging van concentraties in het oppervlaktewater. Kritische beschouwing van de gemaakte aannames en kritische analyse van (tussen)uitkomsten is vereist. Ook zou meer aandacht aan validatie van de eindresultaten besteed moeten worden.
5. Complexere varianten van het regressie-kriging model kunnen het realiteitsgehalte van het model verbeteren en de nauwkeurigheid van de voorspellingen verhogen, bijvoorbeeld door meer verklarende variabelen of interacties tussen verklarende variabelen in het regressiemodel mee te nemen, of door geavanceerdere modellering van de ruimte-tijd correlatie in het stochastisch residu van de regressie. Vanwege de grote jaarlijkse schommelingen in de seizoensgemiddelde concentratie is het wellicht raadzaam in te zetten op uitbreiding van het aantal dynamische verklarende variabelen, zoals het gebruik van NMI-uitkomsten voor individuele jaren. Gebruik van een complexer regressie-kriging model stelt wel hogere eisen aan de databeschikbaarheid, die met de huidige dataset niet worden waargemaakt. In de toekomst zou het wellicht verstandig zijn deze aspecten mee te nemen in de bijstelling of hernieuwde opzet van de meetstrategie. Bijvoorbeeld, met het oog op het meenemen van belangrijke interacties zouden alle watertypen en landbouwregio's jaarlijks bemonsterd moeten worden.
6. De geostatistische opschalingsmethodiek is een complexe en bewerkelijke methodiek die voor routinematige toepassing op een groot aantal stoffen slechts gedeeltelijk te

automatiseren is. De beschikbaarheid van een ordentelijke database met doelvariabelen en verklarende variabelen op de juiste aggregatieniveaus en standaardisering en automatisering van diverse stappen in de analyse kan veel werk besparen, maar zelfs dan moet voor elke nieuwe toepassing een procedure worden doorlopen die de nodige tijd en inzet vraagt van deskundigen op het gebied van de statistiek, hydro-ecologie, chemie, bodemkunde en gewasbeschermingspraktijk.

7. 'Naïeve' opschaling van metingen door ongewogen middeling van metingen is geen alternatief voor opschaling met regressie-kriging en moet worden afgeraden. Ongewogen middeling is ongeschikt omdat de meetlocaties in de BMA niet via een kanssteekproef zijn geselecteerd en voor veel stoffen en jaren vaak slechts een zeer beperkt deel van Nederland is bemonsterd, waarbij bovendien het bemonsterde deel van Nederland van jaar tot jaar sterk kan verschillen.
8. De regressie-kriging opschalingsmethodiek wordt veel minder dan 'naïeve' opschaling beïnvloed door bemonsteringseffecten waarbij in bepaalde jaren slechts voor een beperkt aantal regio's metingen beschikbaar zijn, maar helemaal gevoelloos voor deze effecten is de methodiek niet. Zo kunnen hoge metingen in een bepaalde regio via de factor 'jaar' een onevenredig grote invloed op de schatting van het landelijk gemiddelde hebben. Ook dit pleit voor een meer evenredige spreiding van de metingen over Nederland, gedurende alle beschouwde jaren.
9. Bij toepassing op voorbeeldstof metribuzin wordt slechts 21% van de variantie in de seizoensgemiddelde concentratie van metribuzin door het regressiemodel verklaard. Echter, na kriging en ruimtelijke aggregatie resulteert een nauwkeurige tijdreeks van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie in het Nederlandse oppervlaktewater, die gemiddeld rond de 12 ng/liter zit, met uitschieters naar boven in 1998 en 2004. De tijdreeks heeft geen dalende of stijgende trend. De nauwkeurigheid is voldoende om beleid op te kunnen evalueren.
10. Toepassing op voorbeeldstof carbendazim geeft een percentage verklaarde variantie van 38%, en een ietwat minder nauwkeurige tijdreeks van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie in het Nederlandse oppervlaktewater, waarbij de nauwkeurigheid overigens wel toeneemt naarmate de tijd vordert. Daarnaast neemt de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim met wat lichte schommelingen geleidelijk af van 170 ng/liter in 1997 tot 100 ng/liter in 2006. De nauwkeurigheid lijkt voldoende om beleid op te kunnen evalueren.

Summary

Concentrations of crop protection agents in Dutch surface waters are regularly measured at numerous locations by regional water managers, and the results are stored in the “pesticide atlas” (*Bestrijdingsmiddelenatlas*, BMA). Although the focus of this system is on the presentation of spatial images, policymakers also need time series of concentration data for the country as a whole for the agents stored in the BMA, which can be used to identify nationwide trends.

The present study used a geostatistical method to extrapolate point data on concentrations of crop protection agents to values for the country as a whole. The method uses regression kriging and consists of six steps. The first step involves estimating the seasonal average concentration of an agent at the measurement sites from local measurements obtained over time. The second step involves collecting large numbers of explanatory variables that can explain the spatial and temporal variations in the seasonal average concentrations. The available explanatory variables must cover the entire area over the entire period for which the trend is to be calculated. Major potential explanatory variables include the output of the National Environmental Indicator (NMI), environmental variables such as the agricultural region, the percentage of land covered by farmland, forests and nature reserves, soil characteristics and the density of drainage ditches, and the year the measurements were obtained. The third step uses GIS overlay to determine the explanatory variables for the measurement locations, and combines these variables with the target variable (the seasonal average concentration) in one file. Step four then uses this file in a stepwise regression procedure to build a model that can predict the target variable using those explanatory variables that have a statistically significant influence on the target variable. In view of the limited size of the dataset, as well as other limitations, interactions between explanatory variables are not included. The fifth step involves calculating the space-time correlation of the regression residual, and interpolating this using space-time kriging. Finally, step six adds up the results of the regression and the kriging. This yields a predicted seasonal average concentration for each location (i.e. grid cell) and for each year, which is then spatially aggregated using the water volume per grid cell as a weighting factor to obtain the seasonal average concentration for the country as a whole, as well as time series for these concentrations. Stochastic simulation is used to allow prediction intervals around the calculated trends to be determined, by generating repeated samplings from the kriging probability distribution and applying the upscaling procedure to these samplings.

This regression kriging method was used to assess two agents, metribuzin and carbendazim, over the 1997–2006 period. The main reason to select these particular agents was that the BMA atlas contains relatively large amounts of data on them. Even for these two agents, however, the BMA frequently contains measurements for fewer than three months within the growing season, and few measurements for the months in which concentrations were measured. Data availability for the rest of the year is even less than for the growing season. There have been far fewer measurements in the winter, when concentrations tend to be lower, which means that calculating annual averages is only justified for a small number of locations, too few to allow regression kriging to be used. The present report therefore restricts itself to the calculation of trends in mean values for seasonal average concentrations for the country as a whole. Our data analysis showed that many measurements were below the reporting limit (limit of quantification), that the reporting limits vary greatly, and that it is in some cases extremely high.

The present study used the guideline from the EU's Water Framework Directive, which allocates to measurements below the reporting limit half of the value of this limit. If the reporting limit is high, however, this results in high concentrations, which in many cases are unrealistic and yield unrealistic outcomes. Hence, measurements with a reporting limit higher than or equal to a predefined threshold value were removed from the dataset; the threshold value we used for metribuzin was 50 ng/L, while that for carbendazim was 100 ng/L. Another problem in the use of stepwise regression was that too few measurements were available for certain combinations of explanatory variables to allow the corresponding regression coefficients to be accurately estimated. The regression model was therefore deliberately kept simple, and interactions were not included. Notwithstanding these limitations, the regression kriging method worked satisfactorily and produced plausible and relevant results. It must be noted, however, that the method is computationally demanding, uses various assumptions, requires the right expertise and makes heavy demands on the number of measurements available.

The main conclusions from this study are:

1. The geostatistical upscaling technique based on regression kriging can be used to predict the seasonal average concentrations of crop protection agents in Dutch surface waters, provided sufficient data are available.
2. Since the upscaling technique makes heavy demands on data availability, it can only be applied to a small proportion of the agents included in the Dutch 'pesticide atlas' (BMA). The methodology only appears to be suitable for the 36 most intensively monitored agents in the BMA, many of which have not been authorised and/or show many values below the reporting limit.
3. Measurements below the reporting limit were replaced by half of the value of this limit. To prevent unrealistic results due to this procedure, measurements with a high reporting limit were first removed from the dataset. Nevertheless, the results of the study are sensitive to the choices made, and it would be useful to investigate this sensitivity in more detail.
4. The geostatistical upscaling technique is based on scientific research and quantifies the error margin of the predicted seasonal average concentrations. At the same time, the methodology involves various assumptions which will not always prove realistic in practice. These include not only statistical assumptions, like normal distribution and stationarity of the residual of the regression, but also physical assumptions, such as perfect vertical mixing of concentrations in surface waters. The assumptions have to be critically examined, and the results (including interim results) have to be critically analysed. In addition, more effort should be devoted to the validation of the final results.
5. More complex variants of the regression kriging model could improve the level of realism of the model and increase the accuracy of its predictions, for instance by including more explanatory variables or interactions between explanatory variables, or by using more advanced modelling of the spatio-temporal correlation in the stochastic residual of the regression. In view of the large annual fluctuations in seasonal average concentrations, it might be useful to try and expand the number of dynamic explanatory variables, for instance by using data from the National Environmental Indicator (NMI) for individual years. On the other hand, the use of a more complex regression kriging model would make even heavier demands on data availability, which the present dataset cannot meet. It might be advisable to include these aspects in a future updated or redesigned version of the measurement strategy. For instance, including important interactions in the model would require all types of water body and all agricultural regions to be sampled annually.
6. The geostatistical upscaling technique is a complex and laborious methodology that can only be partly automated for routine use for large numbers of compounds. The availability

of a suitable database with target variables and explanatory variables with the right level of aggregation, as well as standardisation and automation of the various steps in the analysis, could save a great deal of work, but even then each new application will require a procedure that demands considerable time and effort from experts in the field of statistics, hydro-ecology, chemistry, soil science and practical crop protection.

7. 'Naively' upscaling measurements by means of unweighted averaging is not an alternative for regression kriging, and should therefore be discouraged. Unweighted averaging is unsuitable since the measurement sites in the BMA were not selected by random sampling, and since sampling for many agents and many years covers only a very limited part of the Netherlands, a coverage moreover which can vary greatly from one year to the next.
8. Compared to 'naive' upscaling, regression kriging upscaling is far less sensitive to the sampling effects of measurements being available only for a small number of regions in some years. However, it is not completely insensitive to these effects. For instance, high values measured in a particular region can have a disproportionate influence on estimates of national averages, due to the 'year' factor. This is another argument for a more even distribution of measurements throughout the Netherlands across all relevant years.
9. When the regression model was applied to metribuzin as an example, it explained only 21% of the variance in the seasonal average concentration of metribuzin. Kriging and spatial aggregation, however, resulted in an accurate time series of the predicted seasonal average concentration in Dutch surface waters, with a mean value of about 12 ng/L and peaks in 1998 and 2004. The time series showed no rising or falling tendency. The accuracy was sufficient to allow the values to be used in policy evaluations.
10. When the model was applied to carbendazim, the percentage of explained variance was 38%, and resulted in a somewhat less accurate time series of the predicted seasonal average concentration in Dutch surface waters, although the accuracy improved with time. The seasonal average carbendazim concentration was found to decrease gradually (though with some fluctuations), from 170 ng/l in 1997 to 100 ng/L in 2006. The accuracy of the values appears to be sufficient for use in policy evaluations.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemstelling

Concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater worden regelmatig op tal van locaties door regionale waterbeheerders gemeten en ondergebracht in een centrale database. De bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) geeft op grond van deze gegevens een landelijk kaartbeeld van de bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater (Vijver *et al.*, 2008ab). De nadruk ligt hierbij op presentatie van ruimtelijke beelden, waarvoor een uitgebreid instrumentarium is opgezet (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl). Vanuit het beleid is echter ook behoefte aan tijdreeksen van *landelijke waarden* voor de in de BMA opgeslagen stoffen, waarmee trends in de tijd voor Nederland als geheel kunnen worden vastgesteld. Deze trends zijn met name van belang voor de evaluatie van de Nota Duurzame Gewasbescherming (Van der Linden *et al.*, 2006).

Aggregatie van puntwaarnemingen naar een landelijke waarde is minder eenvoudig dan op het eerste gezicht lijkt. Het is belangrijk rekening te houden met de manier waarop waarnemingslocaties zijn geselecteerd (bv. oververtegenwoordiging van een bepaald type locatie als gevolg van preferente bemonstering), het type water waarin de locaties liggen, het moment van waarneming, de scheve verdeling van en uitbijters in de waarnemingen, de relatie met verklarende variabelen zoals grondgebruik (teelt) en bodem, en met ruimtelijke en temporele correlaties in de metingen. 'Naïeve' opschaling van waarnemingen (bv. het ongewogen rekenkundig gemiddelde van alle waarnemingen) kan tot misleidende uitkomsten leiden. Bijvoorbeeld, als in het ene jaar een bepaald gebied met hogere concentraties wel is bemeaten en het daaropvolgende jaar niet dan kan ten onrechte een significante daling in het landelijk gemiddelde worden geconstateerd.

Er is behoefte aan een alternatieve methode voor het opschalen van puntwaarnemingen naar landelijke waarden die rekening houdt met de diverse hierboven genoemde aspecten en die ook de nauwkeurigheid van de opgeschaalde waarden kwantificeert. Hoewel de BMA wel landelijke waarden berekent, is tot op heden slechts in geringe mate gebruik gemaakt van geostatistiek. Geostatistische modellen kunnen de invloed van verklarende variabelen op doelvariabelen meenemen in de vorm van empirische relaties en houden rekening met ruimtelijke en temporele correlaties. Geostatistische methoden kwantificeren ook de nauwkeurigheid van de gemaakte voorspellingen.

1.2 Doelstelling en onderzoeksvragen

Doel van dit onderzoek is de ontwikkeling en toepassing van een geostatistische methode waarmee puntwaarnemingen van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater kunnen worden opgeschaald naar een landelijke waarde. De methode moet eveneens uitspraken doen over temporele landelijke trends en hun statistische significantie.

Het onderzoek richt zich op de volgende onderzoeksvragen:

1. Wat is de doelpopulatie en wat de doelvariabele?
2. Wat zijn de belangrijkste verklarende variabelen en processen die ruimtelijke en temporele variabiliteit in de doelvariabele veroorzaken?

3. Hoe kunnen verklarende variabelen en processen in een geostatistisch model van de doelvariabele worden meegenomen?
4. Hoe vindt vanuit het geostatistisch model ruimtelijke opschaling plaats en hoe nauwkeurig zijn opgeschaalde waarden en de eruit afgeleide temporele trends?
5. Hoe kan het geostatistisch model worden gevalideerd?
6. Werkt de ontwikkelde methodiek bij praktische toepassing op voorbeeldstoffen?
7. Welke eisen en veronderstellingen stelt de opschalingsmethodiek en zijn deze eisen en veronderstellingen realistisch voor alle gewasbeschermingsmiddelen?
8. Wat is de meerwaarde van de geostatistische opschalingsmethodiek ten opzichte van 'naïeve' opschaling die eenvoudigweg het gemiddelde van alle gemeten concentraties neemt?
9. Is de methodiek ook toepasbaar op andere dan de voorbeeldstoffen?

1.3 Opzet rapport

De hierboven gestelde onderzoeksvragen worden in dit rapport één voor één beantwoord. Hoofdstuk 2 definieert de doelpopulatie en doelvariabele. Inventarisatie van de in het geostatistisch model te gebruiken verklarende variabelen vindt plaats in Hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 verkent de gegevens in de BMA en bespreekt hoe puntwaarnemingen in de tijd worden omgezet in seizoensgemiddelde waarden. Hoofdstukken 5 en 6 behandelen de statistische methodiek, die bestaat uit een regressieanalyse deel en een kriging deel. De daaropvolgende hoofdstukken behandelen de toepassing op twee stoffen, te weten metribuzin (Hoofdstuk 7) en carbendazim (Hoofdstuk 8). Hoofdstuk 9 bevat een discussie en conclusies en gaat eveneens dieper in op de vraag in hoeverre de gepresenteerde methodiek toepasbaar is op een groter aantal stoffen.

2 Doelpopulatie en doelvariabele

Voorafgaand aan de ontwikkeling en toepassing van de geostatistische methode om puntwaarnemingen van oppervlaktewaterconcentraties van gewasbeschermingsmiddelen naar een landelijke waarde op te schalen, is het belangrijk eenduidige definities te geven van de doelpopulatie en doelvariabele.

2.1 Doelpopulatie

De doelpopulatie is gedefinieerd als het oppervlaktewater van Nederland. Deze definitie behoeft echter een nadere precisering.

In het Nederlandse waterbeheer wordt in toenemende mate gewerkt met de typologie voor oppervlaktewaterlichamen, die is opgesteld naar aanleiding van het in werking treden van de Kaderrichtlijn Water (KRW) (Elbersen *et al.*, 2003). Het is zinnig hierbij aan te sluiten, mede vanwege het feit dat deze typologie ook de wateren voor verplichte rapportage aan de EU omvat (en daarnaast ook andere wateren zoals sloten grenzend aan landbouwpercelen). Op het meest gedetailleerde niveau worden in de KRW-typologie 50 watertypen onderscheiden (STOWA, 2004abc). Op het tweede niveau is het aantal verschillende watertypen teruggebracht tot 22 (Tabel 2.1). Deze indeling lijkt voor dit onderzoek het meest relevant, mede omdat de ruimtelijke verdeling van de watertypen op dit niveau digitaal beschikbaar is (Van Puijenbroek en Clement, 2008; Van Puijenbroek en Clement, 2010). Figuur 2.1 geeft de ruimtelijke verdeling van de watertypen. Niet alle 22 watertypen maken vanzelfsprekend deel uit van de doelpopulatie. Sommige watertypen zijn niet bemonsterd voor de BMA of zijn niet interessant voor het doel van dit onderzoek. Bijvoorbeeld, zout water valt af omdat dit grote diepe wateren betreft waar de invloed van de gewasbeschermingspraktijk op de waterkwaliteit waarschijnlijk beperkt is. Na beoordeling op relevantie en databeschikbaarheid zijn 15 watertypen geselecteerd (Tabel 2.1). Het onderscheid tussen verschillende typen sloten (MSL, MSH) komt niet terug in de watertypenkaart en is in het vervolg beschouwd als één watertype 'Sloten' (met als type code MSL). Het oppervlak per watertype zoals gegeven in Tabel 2.1 is gebaseerd op de watertypenkaart ontwikkeld voor de Natuurbalans, afgebeeld in Figuur 2.1 (Van Puijenbroek, 2010).

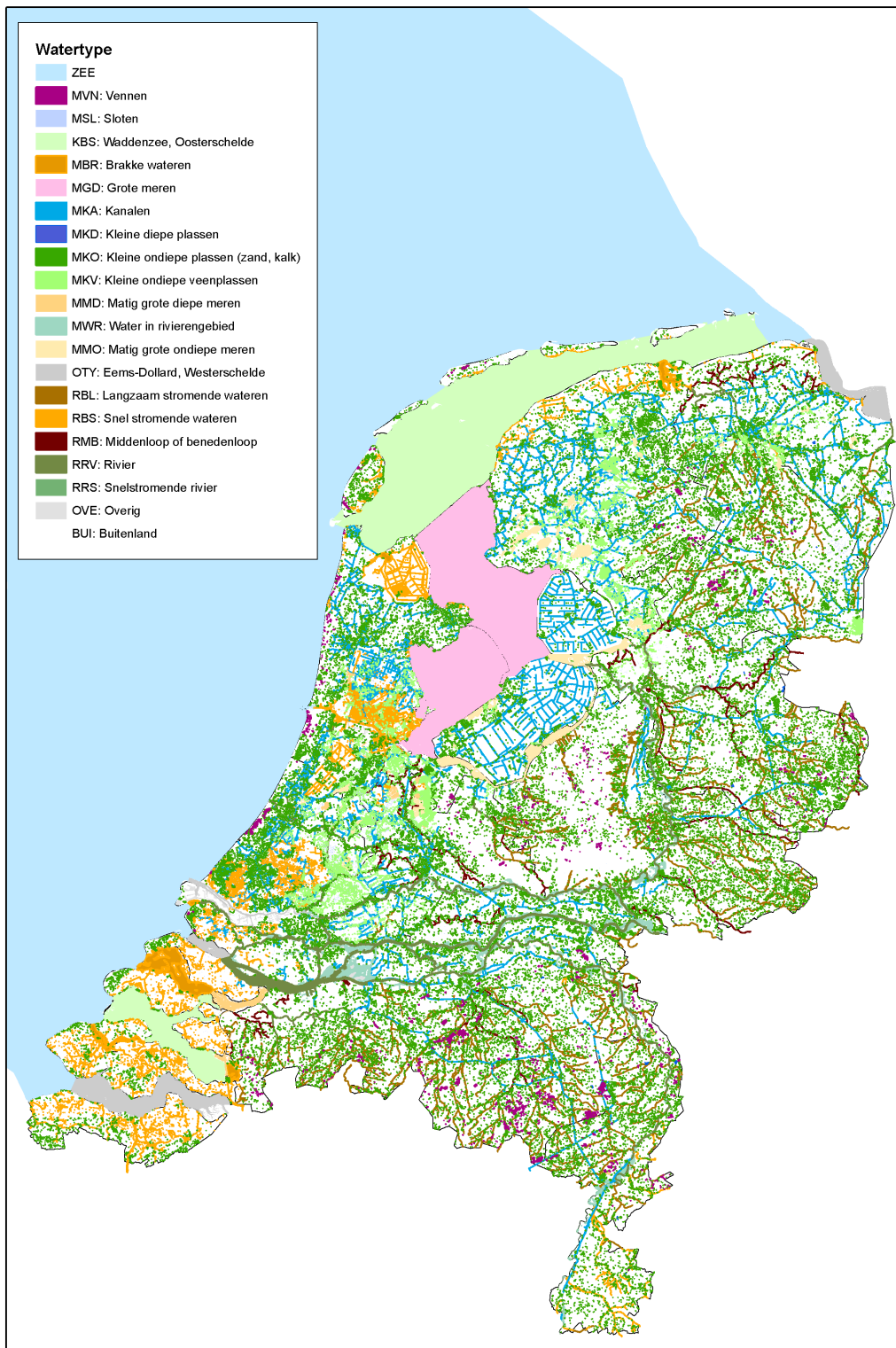
De watertypenkaart in Figuur 2.1 geeft een tweedimensionaal beeld van de doelpopulatie. Echter, de doelpopulatie is driedimensionaal, te weten het totale volume aan water in de geselecteerde watertypen. Het volume wordt berekend door vermenigvuldiging van het oppervlak met de gemiddelde diepte per watertype. De gemiddelde diepte is geschat op basis van het oordeel van experts, waarbij de grens van 3 m diepte is gehanteerd voor het onderscheid tussen ondiepe en diepe wateren, overeenkomstig de KRW-typologie. De doelpopulatie heeft daarmee een totaalvolume van $4.5 \cdot 10^9 \text{ m}^3$.

Vanuit het beleid is ook interesse in de concentratie van gewasbeschermingsmiddelen voor een deelverzameling van de hierboven gedefinieerde populatie, te weten die wateren uit de populatie die onderdeel uitmaken van de KRW-waterlichamen. Als *subpopulatie* is daarom al het water uit de populatie geselecteerd dat onderdeel uitmaakt van de KRW-waterlichamen. Gegevens per watertype en een ruimtelijk kaartbeeld van de subpopulatie zijn gegeven in Tabel 2.2 en Figuur 2.2. Slechts 17 461 van de 137 957 elementen in de watertypenkaart representeren een KRW-waterlichaam. Het volume van de subpopulatie is $3.8 \cdot 10^9 \text{ m}^3$, dit is 84% van de gehele populatie.

Tabel 2.1 Onderverdeling van het Nederlandse oppervlaktewater in 22 watertypen. Vijftien hiervan maken onderdeel uit van de doelpopulatie.

Watertype			Onderdeel doelpopulatie?		Statistieken			Watertypen volgens KRW-indeling (Bijlage 1)
NR	CODE	Naam	J/N	motivatie indien geen onderdeel	totaal oppervlak ($\times 10^6 m^2$)	gem. diepte (m)	totaal volume ($\times 10^6 m^3$)	
1	ZEE	Noordzee	N	zout water, vrijwel niet bemeten in BMA	59193	-	-	K1, K3
2	KBS	Beschut polyhalien kustwater	N		2629	-	-	K2
3	MBR	Brakke wateren	J		270	3	810	M30, M31, M32
4	MGD	Grote meren ¹	N	vrijwel niet bemeten in BMA, groot volume	1834	-	-	M21
5	MKA	Kanalen	J		188	3	566	M3, M4, M6, M7
6	MKD	Kleine diepe plassen	J		10	4	42	M16, M17, M18, M24
7	MKO	Kleine ondiepe plassen (zand, kalk)	J		189	2	378	M11, M22
8	MKV	Kleine ondiepe veenplassen	J		64	2	129	M25
9	MMD	Matig grote diepe meren	J		107	4	430	M20, M29
10	MWR	Water in rivierengebied	J		113	3	340	M5, M15, M19
11	MMO	Matig grote ondiepe meren ²	J		361	2	722	M14, M23, M27
12	MSL	Sloten Laag Nederland	J		158	1	158	M1, M2, M8, M9
13	MSH	Sloten Hoog Nederland ³						
14	MVN	Vennen	J		24	2	48	M12, M13, M26
15	OTY	Estuarium met matig getijverschil ⁴	N	zout water, vrijwel niet bemeten in BMA	540	-	-	O2
16	RBL	Langzaam stromende wateren (beken)	J		34	1	34	R3, R4, R5, R11, R12
17	RBS	Snel stromende wateren (beken)	J		3	1	3	R13, R14, R15, R17, R18
18	RMB	Middenloop of benedenloop	J		27	2	55	R6
19	RRV	Rivier	J		265	3	794	R7, R8
20	RRS	Snelstromende rivier	J		7	2	15	R16
21	OVE	Overig ⁵	N	vrijwel niet bemeten in BMA	42	-	-	-
22	BUI	Buitenland	N	niet in Nederland	367	-	-	-
Totaal doelpopulatie					1822		4521	

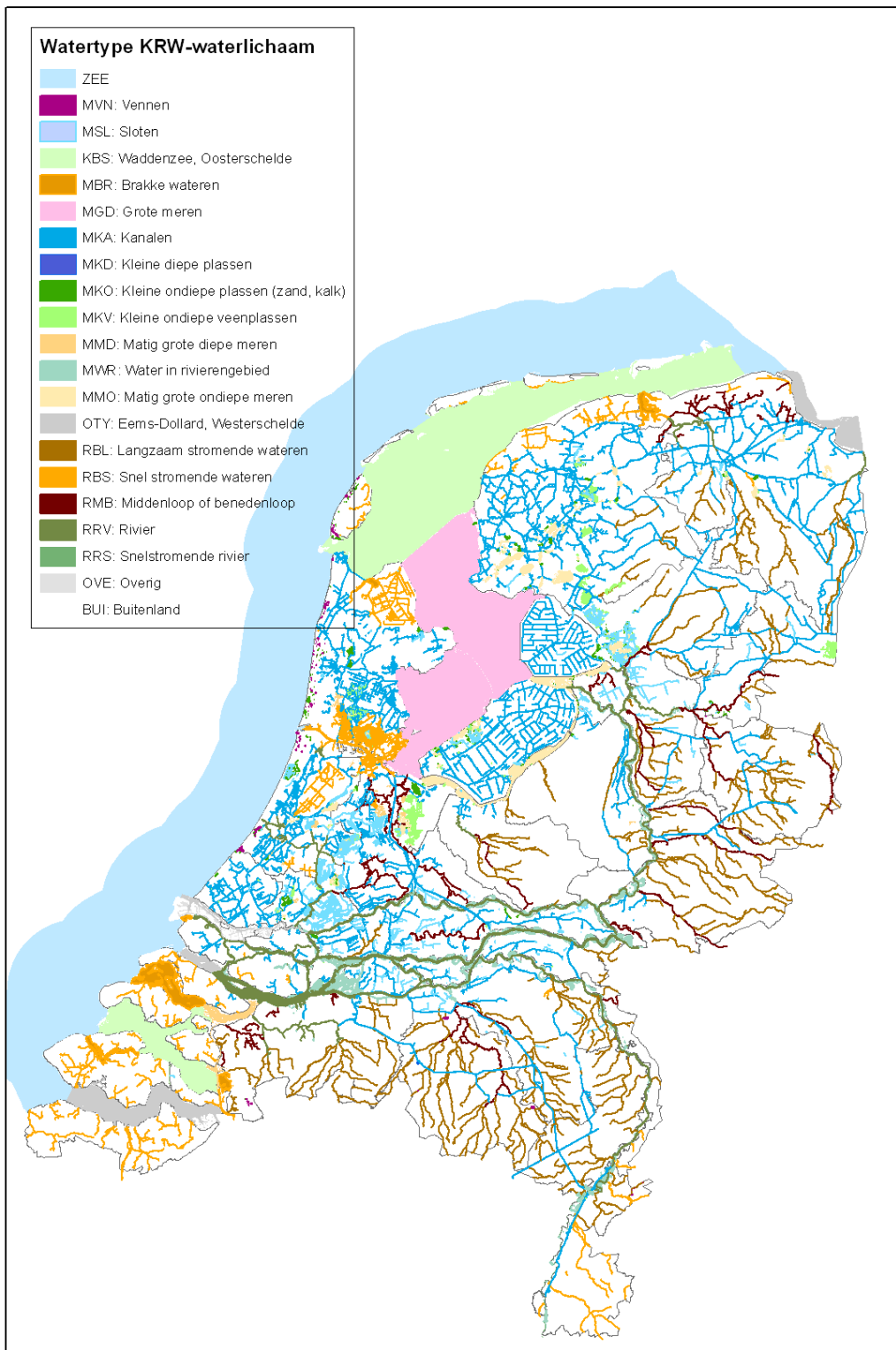
1) MGD = IJsselmeer, 2) MMO = Markermeer en IJmeer, 3) Sloten in hoog Nederland zijn niet opgenomen als type MSH Sloten Hoog Nederland, maar toegevoegd aan het type MSL. 4) OTY = Westerschelde, Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Eemmond, 5) OVE = voornamelijk havens



Figuur 2.1 Ruimtelijke verdeling van het Nederlands oppervlaktewater volgens de watertypenkaart (op het tweede niveau ingedeeld in 22 watertypen).

Tabel 2.2 Gegevens per watertype voor de subpopulatie die bestaat uit dat deel van de populatie dat onderdeel uitmaakt van de KRW waterlichamen.

Nr	Code	Naam	Onderdeel subpopulatie	Totaal oppervlak ($\times 10^6$ m ²)	Gem. diepte (m)	Totaal volume ($\times 10^6$ m ³)	Watertypen KRW-indeling
1	ZEE	Noordzee	N	9043	-	-	K1, K3
2	KBS	Beschut polyhalien kustwater	N	2629	-	-	K2
3	MBR	Brakke wateren	J	249	3	746	M30, M31, M32
4	MGD	Grote meren	N	1834	-	-	M21
5	MKA	Kanalen	J	186	3	556	M3, M4, M6, M7
6	MKD	Kleine diepe plassen	J	1	4	3	M16, M17, M18, M24
7	MKO	Kleine ondiepe plassen (zand, kalk)	J	22	2	44	M11, M22
8	MKV	Kleine ondiepe veenplassen	J	38	2	76	M25
9	MMD	Matig grote diepe meren	J	103	4	411	M20, M29
10	MWR	Water in rivierengebied	J	112	3	336	M5, M15, M19
11	MMO	Matig grote ondiepe meren	J	361	2	723	M14, M23, M27
12	MSL	Sloten Laag Nederland	J	25	1	25	M1, M2, M8, M9
14	MVN	Vennen	J	4	2	7	M12, M13, M26
15	OTY	Estuarium met matig getijverschil	N	540	-	-	O2
16	RBL	Langzaam stromende wateren (beken)	J	29	1	29	R3, R4, R5, R11, R12
17	RBS	Snel stromende wateren (beken)	J	2	1	2	R13, R14, R15, R17, R18
18	RMB	Middenloop of benedenloop	J	27	2	55	R6
19	RRV	Rivier	J	265	3	794	R7, R8
20	RRS	Snelstromende rivier	J	7	2	15	R16
21	OVE	Overig	N	33	-	-	-
22	BUI	Buitenland	N	6	-	-	-
		Totaal subpopulatie	J	1431		3821	



Figuur 2.2 Ruimtelijke verdeling van de subpopulatie, zijnde dat deel van de populatie dat onderdeel uitmaakt van de KRW waterlichamen.

2.2 Doelvariabele

De doelvariabele is gedefinieerd als de concentratie van gewasbeschermingsmiddelen in de doelpopulatie, dat wil zeggen het oppervlaktewater van Nederland. Ook deze definitie vereist een nadere specificering.

Er is een zeer groot aantal werkzame stoffen en afbraakproducten van gewasbeschermingsmiddelen en andere stoffen opgenomen in de BMA. Vaak worden stoffen ook gegroepeerd (zogenaamde 'sompparameters') en wordt de som van de concentraties van de individuele stoffen beschouwd. In dit onderzoek is de doelvariabele steeds de concentratie van een individuele stof, die gekozen wordt uit de lijst van stoffen in de BMA. De stof moet behoren tot de groep van geregistreerde gewasbeschermingsmiddelen. Deze lijst van werkzame stoffen uit de zogeheten L-categorie staat op de site van het Ctgb (<http://www.ctb-wageningen.nl/toelatingen> > *bestrijdingsmiddelendatabank* > *standaardoverzichten* > *overzicht toegelaten middelen gesorteerd op stofnaam*). De stof kan ook een metaboliet van een stof uit de L-categorie zijn. In Hoofdstukken 7 en 8 van dit rapport wordt de methodiek toegepast op een tweetal specifieke stoffen, maar de methodologieontwikkeling betreft een willekeurige stof uit de lijst.

De concentratie van een stof varieert niet alleen in de ruimte maar ook in de tijd. Het is daarom noodzakelijk de temporele schaal van de doelvariabele vast te leggen. In dit onderzoek beschouwen we het (rekenkundig) gemiddelde van de concentratie van de stof (in ng/liter) over het *groei seizoen* (van 1 maart tot 1 oktober). Het jaargemiddelde is ook een relevante doelvariabele, maar de BMA bevat te weinig waarnemingen buiten het groeiseizoen om het jaargemiddelde op meetlocaties met voldoende betrouwbaarheid te kunnen berekenen. Piekconcentraties worden niet als doelvariabele meegenomen omdat de BMA hierover geen betrouwbare informatie bevat. Er is immers niet continu in het jaar gemeten zodat de werkelijke piek meestal wordt gemist. Overigens is de gemiddelde concentratie over een groeiseizoen ook niet foutloos afleidbaar uit de BMA, omdat slechts een beperkt aantal metingen in het groeiseizoen beschikbaar is. De KRW schrijft voor dat het gemiddelde wordt geschat door eerst de maandgemiddelden te schatten en deze vervolgens te middelen over het groeiseizoen. Deze werkwijze hanteren we hier ook. Toch is sprake van een steekproeffout omdat in sommige gevallen niet alle maanden zijn bemeaten en in geen enkel geval alle tijdstippen binnen een maand. Om de grootte van de steekproeffout te beperken worden seizoensgemiddelden alleen berekend indien het aantal maanden waarin is gemeten aan een bepaald minimum voldoet. We komen hier in paragraaf 4.2 op terug.

De case studies betreffen de groeiseizoenen in de periode 1997-2006.

3 Inventarisatie verklarende variabelen

De temporele en ruimtelijke variaties in concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater worden door tal van processen veroorzaakt, zoals gebruik, emissie, transport, afbraak, vervluchtiging en verdunning. De complexiteit van deze processen en de beperkte nauwkeurigheid van de waarden van sturende parameters maakt het onmogelijk op de schaal van de doelpopulatie een gedetailleerd fysisch-deterministisch model te bouwen dat de variabiliteit van de concentraties in ruimte en tijd nauwkeurig kan beschrijven en voorspellen. Echter, een (geo-)statistisch model dat de variabiliteit modelleert aan de hand van waarnemingen van concentraties in ruimte en tijd kan wel gebruik maken van kennis over processen die de variabiliteit verklaren. Deze processen worden gestuurd door variabelen waarvan de ruimtelijke patronen bekend kunnen zijn. Soms zijn niet de sturende variabelen zelf maar eraan gerelateerde variabelen (zogenaamde *proxies*) bekend. Bijvoorbeeld, het gebruik van een stof is een belangrijke verklarende variabele, die echter niet met voldoende ruimtelijke resolutie beschikbaar is. Gebruik is echter gerelateerd aan grondgebruik (teelten), waar wel kaarten van bestaan, zodat grondgebruik als *proxy* van gebruik kan worden beschouwd. Variabelen en proxies die ruimtedekkend beschikbaar zijn kunnen als verklarende variabelen in het geostatistisch model worden meegenomen. In Hoofdstukken 5 en 6 wordt dit in detail beschreven.

In dit hoofdstuk geven we een korte beschrijving van de belangrijkste processen en factoren die temporele en ruimtelijke variabiliteit in de concentraties verklaren. Vervolgens inventariseren we de bijbehorende verklarende variabelen en hun digitale beschikbaarheid. We sluiten het hoofdstuk af met een lijst van verklarende variabelen die in dit onderzoek als potentieel verklarende variabelen in het geostatistisch model zijn meegenomen.

3.1 Processen en factoren die variabiliteit in concentraties veroorzaken

Gebruik

Het gebruik omvat zowel de locatie en het tijdstip van het behandeld object, het volume van de werkzame stof en de toepassingsmethode. De locatie is van belang omdat het transport via een aantal belangrijke emissieroutes over korte afstanden reikt (in de orde van 1 tot 10 m voor bovengrondse routes door de lucht en over het landoppervlak, en 10 tot 100 m voor ondergrondse routes). Voor de meeste toepassingen geldt het perceel of de kas als de locatie van het gebruik. Voor een beperkt aantal landbouwkundige toepassingen, zoals onkruidbestrijding op verhardingen en behandeling van plantgoed of geoogst product, is het erf of de bedrijfsruimte de locatie van gebruik. Buiten de landbouwsector is onkruidbestrijding op verhardingen de meest relevante toepassing.

De verdeling van het volume werkzame stof over de teelten wordt bepaald door de intensiteit van het gebruik, de toegepaste dosering en het areaal van de teelten. De meeste werkzame stoffen worden in meerdere teelten gebruikt. Bovendien zijn er op basis van dezelfde werkzame stof middelen op de markt met verschillende gebruiksvoorschriften. De toepassingsmethode bepaalt via welke emissieroutes de stof in het oppervlaktewater terecht kan komen. De 'drift'-route (zie hieronder) speelt alleen een rol bij spuittoepassingen. Bij spuittoepassingen komt (een deel van) de stof op de bodem terecht, en is daarmee beschikbaar voor afspoeling en uitspoeling.

Emissie

Emissie van gewasbeschermingsmiddelen vindt op verschillende manieren plaats. Zo spelen bij toepassingen in bedekte teelten andere emissieroutes en -processen een rol dan bij toepassingen in open teelten. Binnen het geheel van de bedekte teelten vormen de kasteelten veruit de belangrijkste groep. Ook bijbehorende processen zoals transport, vervluchtiging en verdunning in het oppervlaktewater kunnen verschillen, afhankelijk van de specifieke situatie. In deze paragraaf bespreken we de belangrijkste emissieroutes.

De meeste gewasbeschermingsmiddelen worden toegediend door te spuiten. Tijdens de toediening kunnen druppeltjes spuitvloeistof verwaaien en op het wateroppervlak van de sloot naast het behandeld perceel terechtkomen. Dit proces staat bekend als 'drift'. De hoeveelheid drift is afhankelijk van de spuitapparatuur, de windsnelheid en -richting, de afstand tot de sloot en de afmetingen van het wateroppervlak.

In de periode vlak na de toepassing kunnen stoffen door vervluchtiging vanaf het gewas en vervluchtiging vanaf de bodem in de lucht terechtkomen, en via transport in de lucht als depositie op het wateroppervlak van de sloot naast het behandeld perceel terechtkomen. Voor open teelten is de hoeveelheid depositie op het wateroppervlak op korte afstand van de bron afhankelijk van de verzadigde dampspanning van de stof, gewas- en/of bodemeigenschappen, en de weersomstandigheden in de periode na toediening (FOCUS, 2008). In kasteelten kan in de periode na spuittoepassing een stof als gevolg van het ventileren van de kas als damp met de luchtstroom in de buitenlucht terechtkomen. Een deel van de stof kan ook bij het spuien van recirculatiewater in het oppervlaktewater terechtkomen; voor de emissies die vanuit kassen kunnen optreden geldt dit als de belangrijkste route (Vermeulen *et al.*, 2009).

Als gevolg van afspoeling vanaf landbouwpercelen en overige terreintypen (inclusief verhardingen) kunnen stoffen ook in het oppervlaktewater terechtkomen. Bij dit transport kan het gaan om opgeloste stoffen en om stoffen in suspensie (gebonden aan bodemdeeltjes). Op kleigrond kan snel verticaal transport via scheuren in de bodem en via de drainpijp een belangrijke emissieroute naar het oppervlaktewater vormen. De vochttoestand van de bodem en de hoeveelheid neerslag in de periode na toediening is hierbij van belang.

Als gevolg van verticaal transport vanuit de bouwvoor kan een stof diepere bodemlagen bereiken en vervolgens via verzadigde grondwaterstroming in greppels, sloten en kanalen terechtkomen. Uitspoeling als gevolg van stroming via de bodemmatrix is een meer geleidelijk proces en zal daardoor leiden tot achtergrondconcentraties die enkele orden van grootte lager zijn dan de concentraties die kunnen optreden bij afspoeling, run off, en afvoer via drains. De omvang van de laterale uitspoeling via diepere bodemlagen naar het oppervlaktewater is afhankelijk van stoffeigenschappen, bodemeigenschappen en van de ontwatering van het perceel.

In alle hierboven genoemde gevallen speelt ook de afbraak van de stof een rol. Tijdens het transport van bron naar oppervlaktewater kan een deel van de stof al zijn afgebroken als gevolg van chemische en/of biologische processen. De afbraaksnelheid is niet alleen afhankelijk van stoffeigenschappen maar wordt ook beïnvloed door omgevingsfactoren als temperatuur en bodemeigenschappen.

Processen in het oppervlaktewater

Op een willekeurige locatie in het oppervlaktewater kan aan bovenstaande emissieroutes een aantal processen worden toegevoegd die van invloed zijn op het concentratieverloop in het water in ruimte en tijd. Op veel locaties en tijdstippen zal sprake zijn van stroming in het

oppervlaktewater, wat kan leiden tot verdunning. Hierbij speelt verticale menging ook een rol. In dit onderzoek veronderstellen we dat wateren verticaal perfect gemengd zijn.

Naast verdunning speelt ook verdwijning uit de waterfase een belangrijke rol. De belangrijkste verdwynprocessen zijn afbraak en vervluchtiging. Onder afbraak kunnen verschillende, al of niet gelijktijdig optredende processen vallen; te weten hydrolyse, fotochemische omzetting en biodegradatie (Adriaanse, 1996). Sommige stoffen die aan de sedimentlaag van de waterbodem zijn gebonden kunnen tot in lengte van jaren leiden tot meetbare concentraties in het oppervlaktewater. Voor de meeste stoffen geldt echter dat sorptie (aan waterplanten, bodemdeeltjes in suspensie, en de sedimentlaag) van minder belang is. De afbraaksnelheid van een stof in water/sediment wordt uitgedrukt in de halfwaardetijd, geldend voor het water/sedimentsysteem. De eventuele invloed van anaerobe afbraak in het sediment is in de halfwaardetijd voor het water/sedimentsysteem verdisconteerd. Een stof met een korte halfwaardetijd zal relatief snel verdwijnen, waardoor de gemiddelde concentratie over een langere periode kleiner zal zijn dan voor stoffen met een lange halfwaardetijd.

Het watertype is ook van groot belang voor de dynamiek en de mogelijke herkomst van de gemeten stoffen. In sloten kan een deel van het water met daarin opgeloste stoffen afkomstig zijn van aangrenzende percelen. Het bemonsterde water in kanalen is over het algemeen van een groter gebied afkomstig dan het water in sloten. In rivieren verlopen transport en verdunning geheel anders dan in meren en vennen. Voor zover deze daadwerkelijk bemonsterd zijn is het daarom zinvol het watertype als verklarende variabele in het geostatistisch model mee te nemen.

Invloed van stoffeigenschappen

Zoals hierboven al is aangegeven, kan de mate waarin emissie en processen in het oppervlaktewater optreden afhankelijk zijn van de stoffeigenschappen. De hoeveelheid vervluchtiging vanaf de plant die optreedt in de periode na toediening is afhankelijk van de relatie tussen de concentratie op het bladoppervlak (in de vloeibare fase) en de concentratie in de lucht (in de gasfase). Over het algemeen is de hoeveelheid vervluchtiging het grootst voor stoffen met een hoge dampdruk (Smit *et al.*, 1997). Voor vervluchtiging vanaf de bodem geldt dezelfde afhankelijkheid van de verzadigde dampdruk als voor de vervluchtiging vanaf de plant. In de bodem verdeelt de stof zich over de vaste, vloeibare en gasfase. Het bodemvocht fungeert als medium voor uitwisseling tussen de vaste fase en de gasfase. De hoeveelheid vervluchtiging vanaf de bodem die optreedt in de periode na toediening is daardoor mede afhankelijk van de sorptiecoëfficiënt (zie hieronder). De Henry-coëfficiënt is bepalend voor de verdwijnsnelheid uit de sloot als gevolg van vervluchtiging (Adriaanse, 1996).

De afbraaksnelheid van de stof in de bodem wordt uitgedrukt in de halfwaardetijd in bodem. Deze waarde is experimenteel bepaald en geldt voor aerobe omstandigheden. De halfwaardetijd en de sorptiecoëfficiënt in de bodem zijn sterk bepalend voor het uitspoelingsrisico van de stof (Van den Berg *et al.*, 2008). Het uitspoelingsrisico is het grootst voor stoffen met een lage afbraaksnelheid (lange halfwaardetijd); dit zijn de persistente stoffen. Voor stoffen met dezelfde halfwaardetijd is het uitspoelingsrisico bij een lagere sorptiecoëfficiënt groter; dit zijn de mobiele stoffen. De relatie tussen het uitspoelingsrisico en de sorptiecoëfficiënt is minder sterk bij stoffen met een hoge afbraaksnelheid (korte halfwaardetijd). Voor mobiele, goed afbreekbare stoffen is de invloed van het weer op het uitspoelingsrisico groter dan voor andere stoffen.

De verzadigde dampdruk, de oplosbaarheid in water, de sorptiecoëfficiënt en de afbraaksnelheid zijn alle afhankelijk van de temperatuur.

Samenvattend zijn er drie belangrijke stofeigenschappen die van invloed zijn op emissie en processen in het oppervlaktewater: vluchtigheid, afbraaksnelheid en mobiliteit. Bedenk echter dat stofeigenschappen niet de ruimtelijke variatie in concentraties kunnen verklaren omdat stofeigenschappen afgezien van temperatuurafhankelijkheid ruimtelijk invariant zijn. Het heeft daarmee geen zin stofeigenschappen als verklarende variabelen mee te nemen in een geostatistisch model. Indirect zijn stofeigenschappen wel van belang omdat ze bepalen welk type proces in welke situatie dominant is.

3.2 Verklarende variabelen ontleend aan uitvoer NMI

Conceptuele beschrijving NMI 2

De Nationale Milieu Indicator/NMI 2 (Van der Linden *et al.*, 2008) berekent indicatoren voor emissies en potentiële milieueffecten als gevolg van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de Nederlandse landbouw. Het instrumentarium is ontwikkeld om trends en ruimtelijke patronen van emissies en milieueffecten te laten zien, met speciale aandacht voor de identificatie van mogelijke probleemstoffen en -toepassingen.

De NMI-invoer omvat een landsdekkend gemiddelde beschrijving van het gebruik per gewas (CBS-bestrijdingsmiddelenenquête), uitgezonderd natte grondontsmettingsmiddelen. Het gebruik is omgerekend naar werkzame stof en verdeeld over uiteenlopende toepassingen in de open en bedekte teelten. De definitie van een toepassing omvat het verbruik, het behandeld object, de toedieningstechniek, het toedieningstijdstip (op maandbasis) en het aantal toedieningen inclusief het tijdsinterval. Het behandeld object kan het gewas of de bodem zijn, maar ook plantgoed of bewaarruimten.

De aard van de toepassing bepaalt welke emissies kunnen optreden. De NMI 2 berekent emissies van werkzame stoffen en relevante metabolieten naar de milieuc compartimenten lucht, bodem, oppervlaktewater (kavelsloten) en grondwater. Emissies worden berekend als hoeveelheid op jaarbasis, voor standaardsituaties die zoveel mogelijk overeenkomen met de methodiek van de beoordeling van toelatingsaanvragen van gewasbeschermingsmiddelen. Daarnaast berekent de NMI 2 voor een aantal emissieroutes blootstellingsconcentraties om deze te relateren aan een normconcentratie; dit levert een indicator voor potentiële milieueffecten. Alle toepassingen en resultaten zijn verbonden aan de locatie van het gewas (ha gewasoppervlak per km²).

In de NMI 2 zijn sommige van de in paragraaf 3.1 opgesomde processen alleen indirect verwerkt in de berekening van de emissies richting het oppervlaktewater en de daaruit volgende blootstellingsconcentraties (Van der Linden *et al.*, 2008). De wetenschappelijke ontwikkelingen in de afgelopen vijf jaar maken het mogelijk om een aantal van deze ontbrekende processen op te nemen in een nieuwe versie NMI 3, die wordt ontwikkeld voor de evaluevaluatie van de Nota Duurzame Gewasbescherming (EDG-2010). NMI 3-gegevens waren echter voor dit onderzoek niet tijdig beschikbaar, zodat gebruik is gemaakt van NMI 2-gegevens. Eveneens waren alleen uitkomsten voor het groeiseizoen van 2004 beschikbaar, die in de case studies in Hoofdstukken 7 en 8 als verklarende variabelen worden gebruikt voor de gehele periode 1997 tot en met 2006.

De NMI 2-uitkomsten voor toepassingen binnen het groeiseizoen worden hieronder gedefinieerd.

1. *Emissie stof naar lucht (kg)*

De som van vervluchtiging tijdens het spuiten, de cumulatieve vervluchtiging vanaf het gewas en de bodem, en de cumulatieve emissie als gevolg van ventilatie van kassen na het spuiten, als gevolg van toepassingen in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²).

2. *Emissie stof naar diep grondwater (kg)*

De emissie naar het diepe grondwater als gevolg van toepassingen in de open teelten en in de grondgebonden teelten in kassen in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²). Deze emissie is berekend op basis van de langjarig gemiddelde hoeveelheid die op 1 m diepte in de bodem in verticale richting naar beneden wordt getransporteerd. Zie ook bij (5) hieronder.

3. *Emissie stof naar oppervlaktewater als gevolg van drift (kg)*

De emissie naar kavelsloten als gevolg van spuittoepassingen in de open teelten in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²).

4. *Emissie stof naar oppervlaktewater als gevolg van erfafspoeling (kg)*

De emissie naar kavelsloten als gevolg van erfafspoeling na behandeling van plantgoed in de open teelten in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²).

5. *Emissie stof naar oppervlaktewater als gevolg van laterale uitspoeling (kg)*

De emissie naar het oppervlaktewater als gevolg van toepassingen in de open teelten en in de grondgebonden teelten in kassen in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²). Deze emissie is berekend op basis van de langjarig gemiddelde hoeveelheid die op 1 m diepte in de bodem in verticale richting naar beneden wordt getransporteerd. De verdeling van deze hoeveelheid over (2) en (5) is afhankelijk van de lokale bodemhydrologie.

6. *Emissie stof naar oppervlaktewater als gevolg van toepassingen in bedekte teelten (kg)*

De emissie naar het oppervlaktewater als gevolg van afspoeling vanaf betonvloeren, (lek)verliezen en (in)directe lozingen na toepassingen in bedekte teelten in de periode maart t/m september 2004, gesommeerd over alle toepassingen (resolutie 1 km²).

7. *Seizoensgemiddelde berekende concentratie (mg werkzame stof/L)*

De som van de emissie-indicatoren (3) t/m (6) gedeeld door de slootdichtheid (zie paragraaf 3.3) en een standaard volume water per m kavelsloot (0.21 m³ m⁻¹) levert de gemiddelde concentratie in de kavelsloten gedurende het groeiseizoen 2004.

3.3 Overige verklarende variabelen

Hoewel verwacht mag worden dat de NMI 2-uitvoer een relevante uitspraak doet over de concentraties en zinvolle verklarende variabelen voor het geostatistisch model oplevert (Kruijne *et al.*, 2007) zijn niet alle verklarende processen en variabelen volledig meegenomen door de NMI 2. Het NMI voert immers ook vereenvoudigingen door. Het is daarom raadzaam ook andere potentieel verklarende variabelen te beschouwen. We bespreken ze hieronder. Uitbreiding van de lijst van verklarende variabelen biedt ook de mogelijkheid om individuele verklarende variabelen mee te nemen die in de NMI-resultaten alleen zijn verdisconteerd in combinatie met andere verklarende variabelen.

8. *Landbouwdistrictnummer*

Vanwege de beperkte dichtheid van metingen in het oppervlaktewater is gezocht naar een verklarende variabele op een hoger schaalniveau, waarin zoveel mogelijk emissierelevante kenmerken impliciet zijn meegenomen. Hiervoor is het landbouwdistrict gekozen, volgens de indeling in 14 gebieden.

9. *Jaar (1997 t/m 2006)*

Het jaar is als verklarende variabele aan het geostatistisch model aangeboden omdat er per jaar verschillen kunnen zijn in het verbruik (bijvoorbeeld in de hoeveelheid en de toepassings-techniek van een stof) die tot een temporeel patroon in het voorkomen van stoffen in het oppervlaktewater kunnen leiden.

De volgende verklarende variabelen (10 t/m 18) zijn op drie aggregatieniveaus beschikbaar:

- 1 km²;
- gemiddeld, binnen een cirkel met een straal van 10 km²;
- gemiddeld, per afwateringseenheid (volgens de afwateringseenhedenkaart 2006; een landsdekkende kaart met een gesloten vlakkenstructuur en ca. 1950 eenheden).

10. *Som slootlengteklasse 1 t/m 4 (km)*

De totale slootlengte volgens de topografische kaart van Nederland, schaal 1 : 10 000 (TOP10-vector). In TOP10-vector zijn sloten en greppels als lijnvormige elementen opgenomen in drie globale breedteklassen (< 1.5 m, 1.5 – 3 m, en 3 – 6 m). De vierde klasse is gebaseerd op een selectie van wateroppervlaktes in voornamelijk veengebieden, waar kavelsloten met een breedte > 6 m voorkomen. De kavelsloten worden wel de haarvaten van het oppervlaktewatersysteem genoemd, en vormen het grootste deel van de ruim 300 000 km slootlengte in Nederland. De slootdichtheid geeft een indicatie voor het risico dat stoffen bijvoorbeeld als gevolg van drift in het oppervlaktewater terecht komen.

11. *Oppervlak landbouw (ha)*

Dit betreft het totaal oppervlak van negen klassen landbouwkundig grondgebruik volgens het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5; www.lgn.nl). Legaal en illegaal agrarisch gebruik van gewasbeschermingsmiddelen dat niet in de CBS-enquête is opgenomen kan gerelateerd zijn aan het landbouwkundig grondgebruiksoppervlak.

12. *Oppervlak stedelijk gebied (ha)*

Het totaal oppervlak van klassen 18 t/m 26 volgens het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5). Niet-landbouwkundig gebruik van gewasbeschermingsmiddelen kan gerelateerd zijn aan dit oppervlak.

13. *Oppervlak kale grond, bos en natuur (ha)*

Het totaal oppervlak van klassen 11 en 12, en 30 t/m 46 volgens het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland Het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen kan een correlatie vertonen met dit oppervlak.

14. *Oppervlak open water (zout en zoet) (ha)*

Het totaal oppervlak van klassen 16 en 17 volgens het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5).

15. *Oppervlak voorzien van buisdrainage (ha)*

Afvoer via drainbuizen is niet expliciet in de NMI 2 opgenomen. Gebruikt wordt het oppervlak voorzien van buisdrainage volgens de STONE-schematisatie.

16. Gehalte organische stof in de bouwvoor (%)

Het gehalte organische stof is veruit de meest belangrijkste bodemeigenschap voor de binding aan bodemdeeltjes, en is daarmee bepalend voor het uitspoelingsrisico van stoffen.

17. Bodem pH in de bouwvoor (-)

Voor zwak-zure en zwak-basische stoffen is het sorptiegedrag tevens mogelijk afhankelijk van de pH in de bodem. Deze afhankelijkheid wordt in de NMI 2 overigens verdisconteerd in een lokale waarde voor de sorptiecoëfficiënt (Van der Linden *et al.*, 2008).

18. Hellingpercentage (%)

Het transport van gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater hangt af van hoe punten die deel uitmaken van het oppervlaktewater met elkaar in verbinding staan en de stroomrichting van het water. Functies van het oppervlaktewaterstelsel zijn het in stand houden van de juiste grondwaterstand in de percelen (ontwateringsfunctie) en de afvoer van overtollig water uit het gebied (afwateringsfunctie). In grote delen van Nederland vormt ook de aanvoer van water voor landbouwkundig gebruik (beregening, peilbeheer, doorspoelen) een belangrijke functie van het oppervlaktewaterstelsel. Polders in Laag-Nederland en in de veenkoloniale gebieden zijn voorzien van de mogelijkheid tot aanvoer van water. In vrij afwaterende gebieden (grote delen van Hoog-Nederland) wordt (rivier)water voor beregening over relatief grote afstand aangevoerd via kanalen. Als (zwakke) proxy voor al deze processen wordt het hellingpercentage zoals afgeleid uit het Actueel Hoogtebestand Nederland gebruikt.

19. Watertype

Van al het oppervlaktewater in Nederland bevinden de kavelsloten zich het dichtst bij de bron. Kavelsloten worden in deze studie gedefinieerd als sloten die langs landbouwpercelen liggen. Kavelsloten zijn via een netwerk van waterlopen verbonden met een regionaal watersysteem. Naast waterlopen zijn er bijvoorbeeld ook rivieren en meren waarvan het water wordt bemonsterd en geanalyseerd op gewasbeschermingsmiddelen. De indeling van waterlichamen in 22 typen (zie Hoofdstuk 2) is conform de typologie van de Kaderrichtlijn Water en omvat een onderscheid naar stroomsnelheid, diepte, grootte, zoutgehalte en grondsoort. Het watertype is daarmee mogelijk van invloed op de verklaring van de ruimtelijke variabiliteit van de concentratie, temeer daar ook de mate van verdunning en afbraak ervan afhankelijk zijn.

4 Inventarisatie BMA-gegevens

In Hoofdstuk 3 is een lijst van 19 variabelen gepresenteerd die ruimtelijke en temporele variabiliteit in de concentratie van gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater kunnen verklaren. De relatie tussen de verklarende variabelen en de doelvariabele moet vervolgens nog wel worden vastgesteld. Hiervoor zijn gepaarde waarnemingen nodig (locaties waar zowel de verklarende variabelen als de doelvariabele zijn waargenomen). Waarnemingen van de doelvariabele zijn afkomstig uit de BMA. Op alle BMA-locaties waar de stof is gemeten wordt eerst per jaar het seizoensgemiddelde bepaald, waarna deze in GIS via een 'overlay' operatie wordt gecombineerd met kaarten van de verklarende variabelen. Aldus ontstaat een dataset die de basis vormt voor de statistische analyse (regressie) beschreven in Hoofdstuk 5.

Twee stappen in deze procedure zijn nogal bewerkelijk en vragen om een nadere toelichting:

1. Temporele aggregatie naar seizoensgemiddelde;
2. Bepaling van het watertype waartoe elk BMA-punt behoort.

We behandelen deze twee stappen in dit hoofdstuk. Voorafgaand daaraan geven we eerst een korte beschrijving van de BMA.

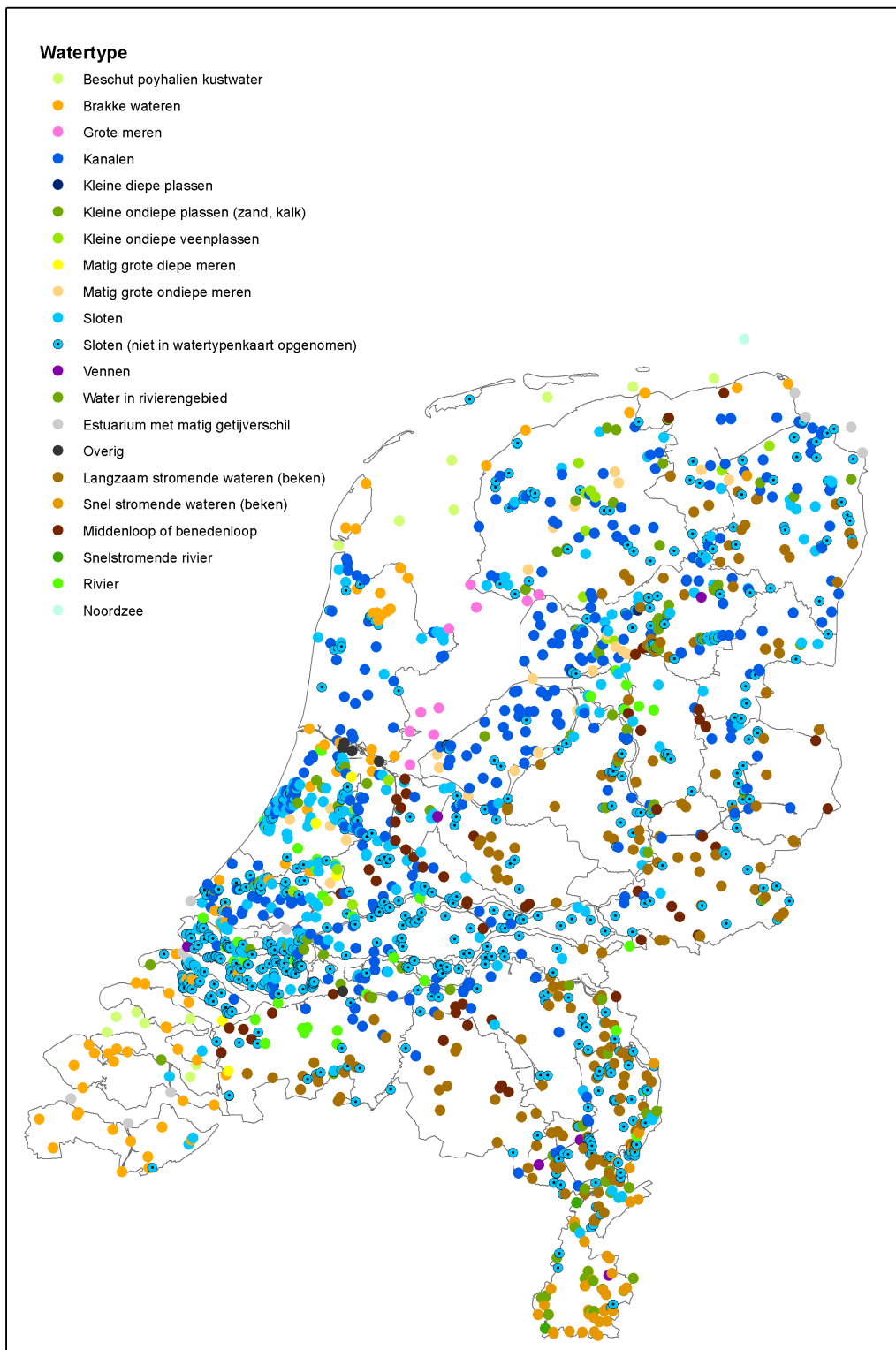
4.1 Beschrijving BMA-gegevens

De BMA (www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl) bevat de meetresultaten van 24 waterschappen en hoogheemraadschappen en vijf districten van Rijkswaterstaat. Elke waterbeheerder kan bij de opzet van een meetprogramma andere afwegingen maken bij het vaststellen van de locaties voor bemonstering, de frequentie en het tijdstip van bemonstering, en de analysepakketten. Het is ondoenlijk een uitgebreide analyse van de gehanteerde meetpraktijken van de regionale waterbeheerders te maken. Doel van dit onderzoek is immers niet de BMA te verbeteren of BMA-gegevens aan een kritische analyse te onderwerpen maar slechts gebruik te maken van de gegevens uit de BMA, waarbij verondersteld wordt dat foutieve meetgegevens niet in de BMA zijn opgenomen.

Hoewel de geografische ligging van BMA-punten bekend is niet eerder integraal vastgesteld in welk watertype elk punt ligt. Deze informatie is in dit onderzoek wel vereist. Daarom is met behulp van kaarten van het Nederlandse oppervlaktewater het watertype op de BMA-meetlocaties bepaald (Figuur 4.1; zie verder paragraaf 4.3).

4.2 Temporele aggregatie naar seizoensgemiddelde

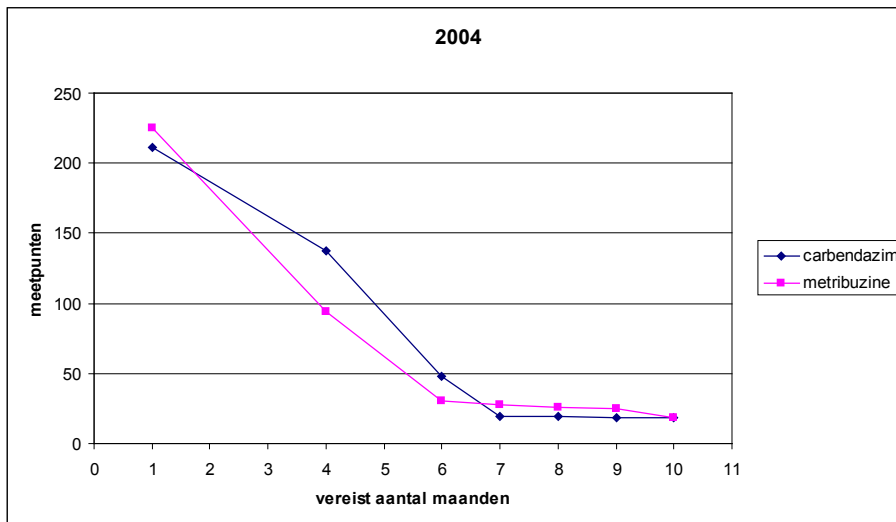
Zoals in Hoofdstuk 2 al is vermeld is de doelvariabele de gemiddelde concentratie van een stof over het groeiseizoen (1 maart tot 1 oktober). Voor temporele opschaling op BMA-punten is de KRW-systematiek voor het berekenen van temporele gemiddelden toegepast, die voorschrijft dat concentraties eerst per maand worden gemiddeld en dat vervolgens de maandgemiddelden worden gemiddeld tot een seizoensgemiddelde. Hiermee worden de bijdragen aan het gemiddelde over het groeiseizoen gelijkmatiger verdeeld over de maanden met metingen. De temporele dichtheid van metingen in de BMA is echter niet zodanig dat voor elk meetpunt voor alle maanden van een gegeven jaar metingen beschikbaar zijn. Dit brengt de vraag met zich mee of er een minimumeis gesteld moet worden aan het aantal maanden waarvoor metingen beschikbaar zijn om een seizoensgemiddelde te kunnen berekenen en een meetpunt op te nemen in de analyse.



Figuur 4.1 Ligging en watertype van de BMA-meetlocaties.

Figuur 4.2 laat zien dat voor de twee stoffen uit Hoofdstukken 7 en 8 geldt dat in het voorbeeldjaar 2004 voor minder dan 50 meetlocaties tenminste zes van de twaalf maanden bemeten zijn. Hieruit blijkt dat berekening van jaargemiddelden op BMA-punten tot een groot verlies van meetlocaties zou leiden omdat jaargemiddelden gebaseerd op metingen in zes maanden of minder onacceptabel is, temeer daar metingen over het algemeen geconcentreerd zijn in de zomerperiode, wanneer concentraties over het algemeen systematisch hoger zijn dan in de rest van het jaar.

Voor het groeiseizoen leidt temporele opschaling tot minder verlies van informatie, hoewel ook hier een deel van de metingen vervalft vanwege een te gering aantal maanden waarvoor metingen beschikbaar zijn. Figuur 4.3 laat zien dat bij de eis dat uit drie maanden metingen beschikbaar moeten zijn, er ongeveer 150 meetlocaties voor analyse overblijven. Dit aantal lijkt redelijk en is in dit onderzoek gebruikt.



Figuur 4.2 Aantal meetlocaties dat beschikbaar is voor berekening van het jaargemiddelde, bij verschillende eisen ten aanzien van het aantal maanden waarin gemeten moet zijn (voorbeeldjaar 2004).



Figuur 4.3 Aantal meetlocaties dat beschikbaar is voor berekening van het seizoensgemiddelde, bij verschillende eisen ten aanzien van het aantal maanden waarin gemeten moet zijn (voorbeeldjaar 2004).

Metingen beneden de rapportagegrens

De gemeten concentraties van een stof worden in de BMA weergegeven in nanogram per liter (ng/liter). In sommige gevallen kan de concentratie zo laag zijn dat bij de gegeven meetmethode de meting niet boven de laagst te rapporteren grenswaarde uitkomt (in de BMA geldt de kwantificeringslimiet als rapportagegrens). Aangezien de rapportagegrens afhangt van de gehanteerde meetmethoden per waterbeheerder en deze in de tijd kunnen variëren, kunnen bij dezelfde stof verschillende rapportagegrenzen voorkomen. In de KRW wordt voorgeschreven om dergelijke metingen bij de berekening van het maandgemiddelde mee te nemen als de halve rapportagegrens (Torenbeek en Pelsma, 2008). Deze methode is ook hier toegepast bij de berekening van de maandgemiddelden. Omdat bij een lage waarde in de BMA wordt aangegeven dat de meting onder de rapportagegrens ligt, zouden er geen metingen met de meetwaarde '0 ng/liter' moeten voorkomen. Toch komen die een enkele keer voor. Omdat onduidelijk is hoe deze waarde moeten worden geïnterpreteerd, hebben we ze weggelaten.

Bij nadere beschouwing blijkt dat de rapportagegrens in sommige gevallen zeer hoog is. Toepassing van de KRW-methode en invulling van de helft van de rapportagegrens leidt er dan toe dat hoge concentraties worden toegekend zonder dat er duidelijke aanwijzingen zijn dat de concentratie er daadwerkelijk hoog is. Daarom is in de toepassingen in Hoofdstukken 7 en 8 besloten waarnemingen met een rapportagegrens van 50 ng/l en hoger (metribuzin) en met een rapportagegrens van 100 ng/l en hoger (carbendazim) te verwijderen.

4.3 Toebedeling BMA-meetlocaties aan watertypen

In Hoofdstuk 3 is aangegeven dat het watertype van belang kan zijn voor de verklaring van de ruimtelijke variatie in gemeten concentraties. Hiervoor is nodig dat van elk BMA-punt bekend is in welk watertype het ligt. Deze informatie was niet beschikbaar en is daarom in dit onderzoek afgeleid. In deze paragraaf wordt beschreven hoe het watertype van de BMA-meetlocaties is bepaald.

Verdeling van BMA-meetlocaties over de watertypen

De verdeling van BMA-meetlocaties over de watertypen is bepaald met behulp van twee kaarten van het Nederlandse oppervlaktewater:

- de watertypenkaart (Van Puijenbroek en Clement, 2008). De ondergrens van het oppervlaktewater dat als vlakinformatie in deze kaart is opgenomen ligt bij ongeveer 0.5 km² wateroppervlak voor meren, 10 km² stroomgebiedoppervlak voor stromende wateren/rivieren, en 6 m breedte voor sloten en kanalen;
- TOP10-vector. De geometrie van waterlopen < 6 m breedte is vastgelegd als lijnvormige elementen.

Het oppervlaktewater van de topografische kaart (TOP10-vector) bestaat uit lijnen en vlakken. Bij het maken van de watertypenkaart is uitsluitend de vlakinformatie gebruikt. Hierdoor is een groot aantal BMA-meetlocaties in de kleine wateren niet aan een element van de watertypenkaart te koppelen. De lijnvormige elementen van TOP10-vector vormen dus een noodzakelijke aanvulling op de polygoon van de watertypenkaart.

Beschrijving procedure

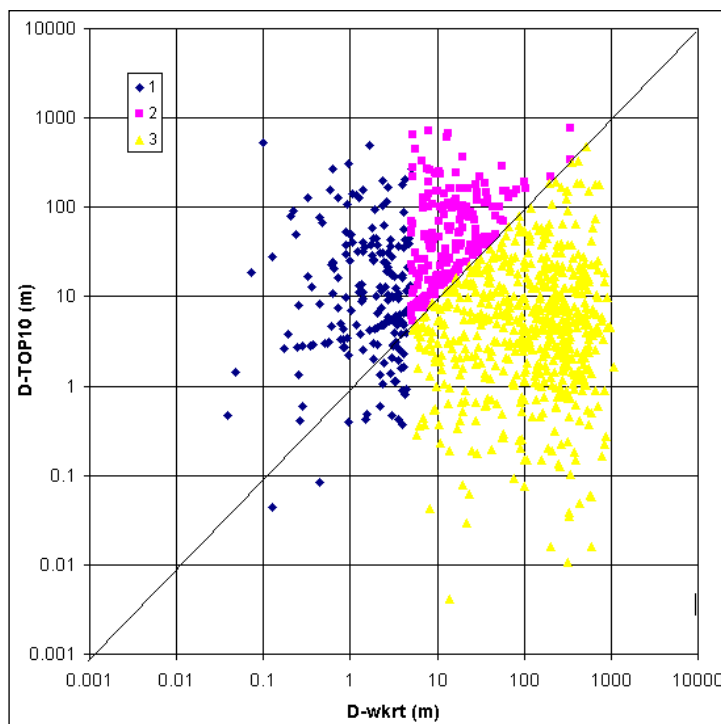
Van elk BMA-meetpunt is de Euclidische afstand tot het dichtstbijzijnde polygoon in de watertypenkaart bepaald ($D_{\text{wkt}} \geq 0$ m) en tot de dichtstbijzijnde lijn in de TOP10-vectorkaart ($D_{\text{TOP10}} \geq 0$ m). Het watertype is in drie stappen toegekend aan de BMA-meetlocaties, aan de hand van twee criteria:

- de maximale afstand tot het element van de watertypenkaart (D_{wkrt});
- de verhouding tussen beide afstanden (D_{wkrt} en D_{TOP10}).

De drie stappen zijn:

1. Voor BMA-meetlocaties binnen een vlak van de watertypenkaart geldt $D_{\text{wkrt}} = 0$ m. Aan de BMA-meetlocaties met $D_{\text{wkrt}} < 5$ m is het watertype van het element van de watertypenkaart toegekend. Onnauwkeurigheden in het polygoon van de watertypenkaart en de coördinaten van de BMA-meetpunten kunnen leiden tot kleine waarden voor D_{wkrt} . Omdat in dit onderzoek geen informatie is verzameld over de onnauwkeurigheid van de watertypenkaart nemen we aan dat de BMA-meetlocaties met $0 \leq D_{\text{wkrt}} < 5$ m in het dichtstbijzijnde element van de watertypenkaart liggen. Dit geldt voor 48% van de BMA-meetlocaties (waarvan 43% met $D_{\text{wkrt}} = 0$ m);
2. BMA-meetlocaties met $D_{\text{wkrt}} > 5$ m en $D_{\text{wkrt}} < D_{\text{TOP10}}$ krijgen ook het watertype van het element van de watertypenkaart. Dit geldt voor 12% van de BMA-meetlocaties;
3. De resterende BMA-meetlocaties (met $D_{\text{wkrt}} > 5$ m en $D_{\text{wkrt}} > D_{\text{TOP10}}$) zijn toegekend aan het lijnvormige element in TOP10-vector. Dit geldt voor 33% van het totaal aantal BMA-meetlocaties. Een groot deel van deze punten ligt in polders en vrij afwaterende gebieden, waarvan het oppervlaktewater niet in de watertypenkaart is opgenomen (zie Figuur 4.5 voor een willekeurig voorbeeld in Zuid-Holland). In de TOP10-vectorkaart is het watertype niet gegeven; daarom is aan deze punten het watertype MSL (sloten) toegekend.

De grens van 5 m en de verhouding $D_{\text{wkrt}} : D_{\text{TOP10}} = 1$ zijn arbitrair. We hebben ook varianten met criterium < 1 m en factor $D_{\text{wkrt}} : D_{\text{TOP10}} = 1$, en met criterium < 3 m en factor $D_{\text{wkrt}} : D_{\text{TOP10}} = 2$ uitgetoet. Dat levert een vergelijkbaar beeld op ten aanzien van de verdeling van de BMA-meetlocaties over de watertypen, zij het met iets andere aantallen. De afstand van de BMA-meetlocaties tot beide kaarten is uitgezet in Figuur 4.4. Figuren 4.5 tot en met 4.7 geven voorbeelden hoe de toebedeling geografisch uitpakt.



Figuur 4.4 BMA-punten met $D_{\text{wkrt}} < 5$ m (stap 1), met $D_{\text{wkrt}} > 5$ m en $D_{\text{wkrt}} : D_{\text{TOP10}} < 1$ (stap 2), en de resterende BMA-punten (stap 3). Niet afgebeeld zijn de BMA-punten met $D_{\text{wkrt}} = 0$ m (zie hoofdstekst).

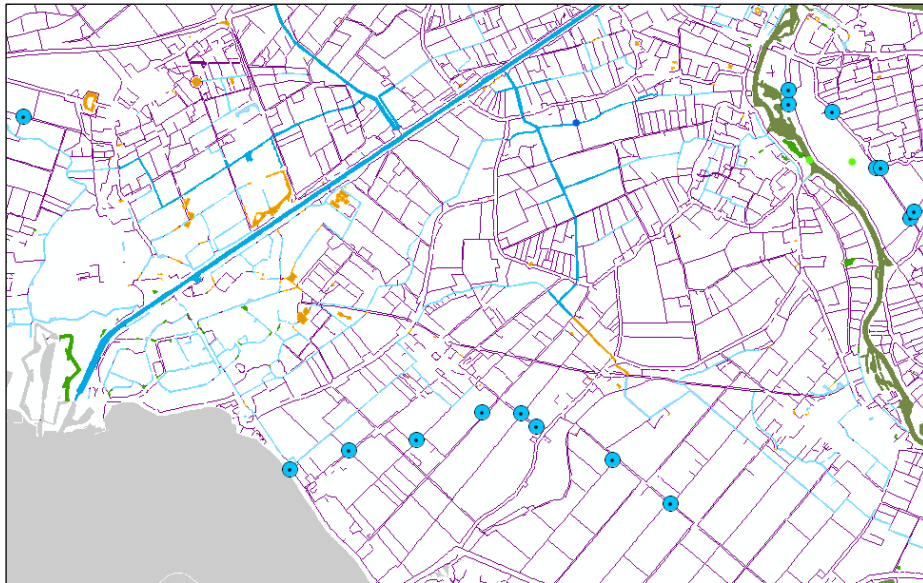
Resultaten

In Tabel 4.1 is de verdeling van de BMA-meetlocaties over de watertypen gegeven, inclusief het aantal punten dat is toegekend op basis van de watertypenkaart (stappen 1 en 2) en de lijn-informatie van TOP10-vector (stap 3). Uit deze tabel zijn de belangrijkste watertypen die zijn bemonsterd af te lezen:

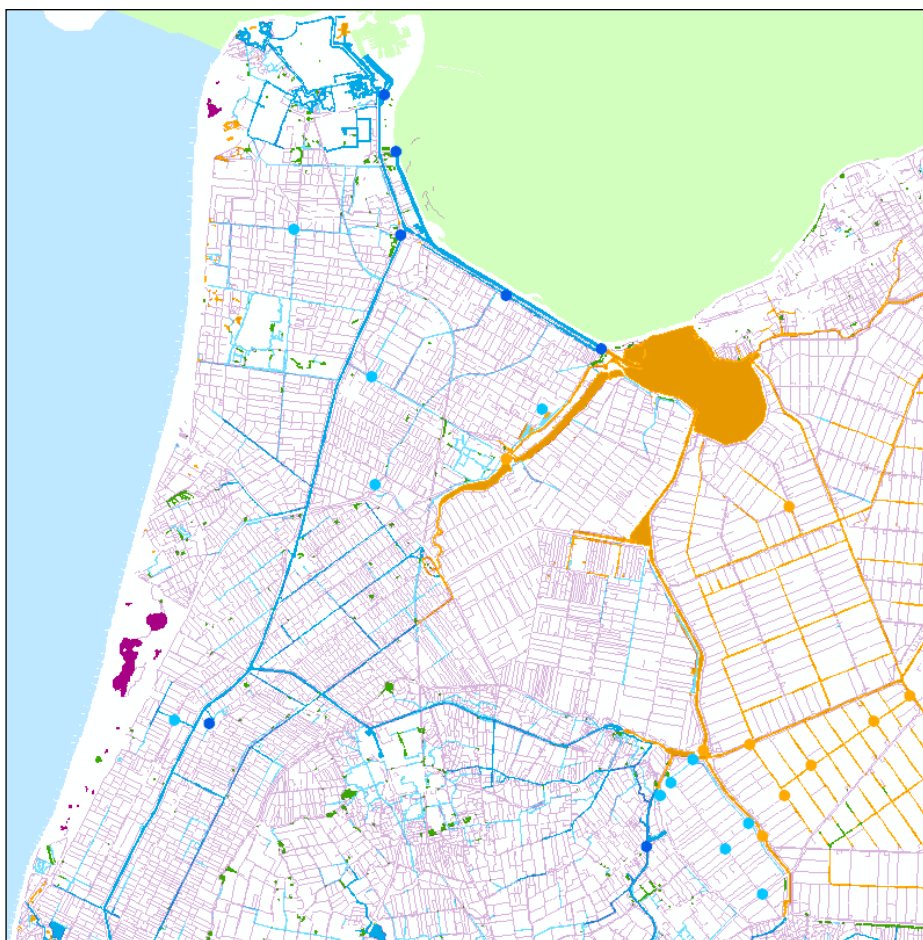
MSL	Sloten
MKA	Kanalen
RBL	Langzaam stromende wateren (beken)
MKO	Kleine ondiepe plassen (zand, kalk)
MBR	Brakke wateren

Tabel 4.1 Verdeling van de BMA-meetlocaties over de watertypen (Watertypenkaart, TOP10).

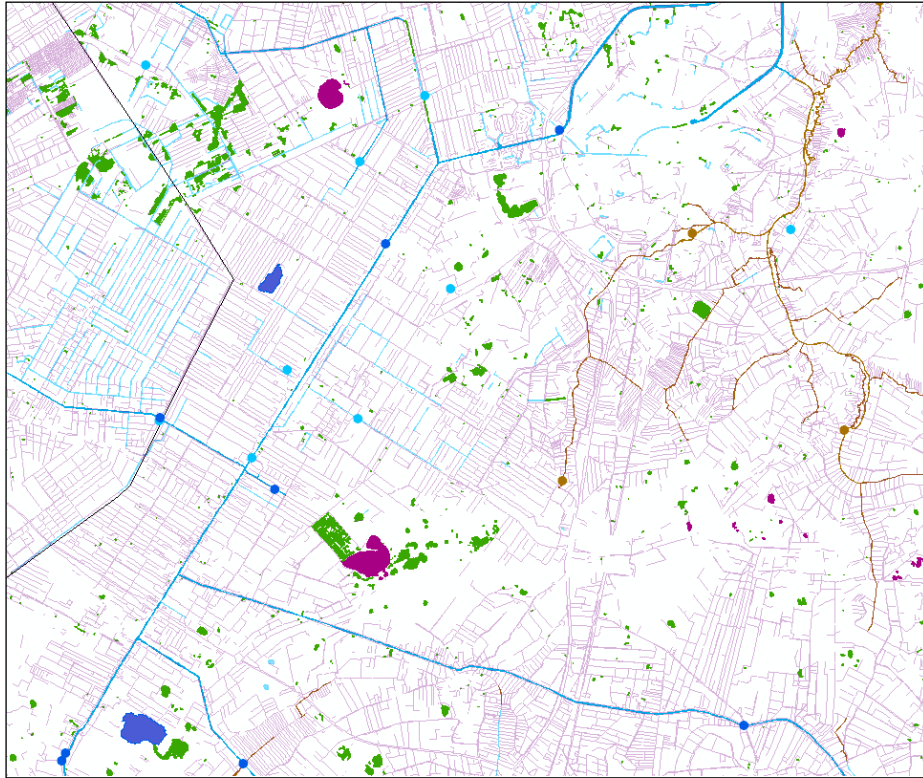
Watertype		Aantal punten			
		Bron (zie tekst)			Totaal
		watertypenkaart		TOP10	
		1	2	3	
MSL	Sloten	191	29	599	819
MKA	Kanalen	299	33	0	332
RBL	Langzaam stromende wateren (beken)	143	59	0	202
MKO	Kleine ondiepe plassen (zand, kalk)	62	31	0	93
MBR	Brakke wateren	69	11	0	80
RBS	Snel stromende wateren (beken)	28	30	0	58
RMB	Middenloop of benedenloop	52	6	0	58
RRV	Rivier	35	7	0	42
MMO	Matig grote ondiepe meren	22	2	0	24
MKV	Kleine ondiepe veenplassen	15	1	0	16
KBS	Beschut polyhalien kustwater	14	0	0	14
OTY	Estuarium met matig getijverschil	11	1	0	12
MWR	Water in rivierengebied	9	2	0	11
MGD	Grote meren	10	0	0	10
MVN	Vennen	4	3	0	7
MMD	Matig grote diepe meren	5	0	0	5
OVE	Overig	5	0	0	5
RRS	Snelstromende rivier	2	0	0	2
MKD	Kleine diepe plassen	1	0	0	1
ZEE	Noordzee	1	0	0	1
Totaal		978	215	599	1792



Figuur 4.5 Voorbeeld Provincie Zuid-Holland, met BMA-punten (rondje met stip) die niet aan de watertypenkaart gekoppeld zijn (lijnen TOP10, vlakken watertypenkaart).



Figuur 4.6 Voorbeeld Noord-Hollands Zandgebied, met BMA-punten gekoppeld aan een element in de watertypenkaart in dezelfde kleur, en BMA-punten gekoppeld aan waterlopen in TOP10 lichtblauw (type MSL).



Figuur 4.7 Voorbeeld Drenthe/Friesland, met BMA-punten gekoppeld aan een element in de watertypenkaart in dezelfde kleur, en BMA-punten gekoppeld aan waterlopen in TOP10 lichtblauw (type MSL).

5 Regressieanalyse

5.1 Uitgangspunten

De seizoensgemiddelde concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater zijn ruimtelijk variabel. Deze variatie wordt deels verklaard door ruimtelijke variaties in omgevingsvariabelen zoals opgesomd in Hoofdstuk 3. In dit en het volgende hoofdstuk presenteren we een statistisch regressie-kriging model dat de invloed van deze variabelen op de concentratie expliciet meeneemt (Hengl *et al.*, 2004). Het statistisch model heeft twee componenten: een trend en een residu. Dit hoofdstuk beschouwt de modellering van de trend met regressieanalyse. Hoofdstuk 6 richt zich op de modellering van het residu, dat ruimtelijk en temporeel gecorreleerd kan zijn zodat voorspellingen ervan in ruimte-tijd met geostatistische interpolatie ('kriging') kunnen worden verkregen. Toepassing van regressie-kriging op alle locaties in het Nederlandse oppervlaktewater voor alle jaren in de periode 1997-2006 geeft per jaar een ruimtelijk beeld met gekwantificeerde nauwkeurigheid, dat vervolgens kan worden opgeschaald tot één landelijke waarde.

We stellen de doelvariabele voor als de concentratie $C(s,t)$, waarbij s voor een tweedimensionale geografische locatie staat en t voor het tijdstip waarop gemeten is, hier dus het jaar waarvoor de gemiddelde concentratie over het groeiseizoen is berekend (zie paragraaf 4.2). Hoewel het oppervlaktewater en daarmee $C(s,t)$ drie-dimensionaal is kunnen we ons hier beperken tot een tweedimensionale situatie omdat we perfecte verticale menging veronderstellen. Met andere woorden, de waarde van $C(s,t)$ is gelijk voor alle dieptes op locatie s op tijdstip t . Merk op dat bij opschaling naar een landelijke waarde de diepte wel van invloed zal zijn op de uitkomsten, omdat wateren met een grotere diepte meer volume hebben dan wateren met hetzelfde oppervlak maar een kleinere diepte.

We veronderstellen dat C voldoet aan het volgende statistische model:

$${}^{10}\text{Log}(C(s,t)) = \sum_{i=0}^p \beta_i \cdot f_i(s,t) + \varepsilon(s,t) \quad (5.1)$$

Hier zijn de β_i regressiecoëfficiënten, de f_i verklarende variabelen, is p het aantal verklarende variabelen en $\varepsilon(s,t)$ het stochastisch residu.

We richten ons in dit hoofdstuk op het eerste deel van het rechterlid van vergelijking (5.1), oftewel het trenddeel van de regressie. We maken gebruik van algemeen bekende methoden uit de lineaire regressie, zoals bijvoorbeeld beschreven in Draper en Smith (1998) en Montgomery *et al.* (2006).

Volgens het bovenstaande model moet van elke verklarende variabele bekend zijn wat de waarde is op locatie s op tijdstip t . Veel verklarende variabelen zullen echter in de loop der tijd niet of nauwelijks veranderen (bijvoorbeeld het watertype van de locatie of de landbouwregio waarin de locatie ligt), van andere is eenvoudigweg slechts voor één tijdstip (jaar) de waarde bekend (bijvoorbeeld, van NMI 2 zijn alleen schattingen voor het jaar 2004 beschikbaar). In feite zullen we voor alle verklarende variabelen, op één na, veronderstellen dat ze alleen ruimtelijk variabel zijn en niet in de tijd veranderen. De ene variabele die wel temporeel variabel is en juist niet ruimtelijk variabel, is 'jaar'. Door jaar als verklarende variabele in de analyses mee te nemen kunnen we de temporele variatie die in de gemiddelde concentraties zit verklaren voor zover die variatie ontstaat door verschillen tussen jaren.

5.2 Voorbereidingen en exploratieve data-analyse

De verklarende variabelen f_i moeten bekend zijn op alle locaties s in het doelgebied en voor alle tijdstippen t in de doelperiode. Ze kunnen gelijk zijn aan een omgevingsvariabele uit de in Hoofdstuk 3 geïnventariseerde variabelen of ruimtelijk gemiddelden daarvan, zoals bijvoorbeeld de slootlengte, of het gemiddeld organisch stofgehalte van de bovengrond in een cirkel met straal 10 km rondom s , maar de verklarende variabele kan ook een transformatie van een omgevingsvariabele zijn. Bijvoorbeeld, als uit scatter plots van $^{10}\text{Log}(C(s,t))$ uitgezet tegen de slootlengte blijkt dat de relatie tussen de twee variabelen niet-lineair is dan kan als verklarende variabele een geschikte transformatie van de slootlengte worden genomen. Het is in principe ook mogelijk dat combinaties (interacties) van verklarende variabelen worden meegenomen. Bijvoorbeeld, het effect van drainage op de concentratie kan verschillend zijn afhankelijk van het oppervlakte landbouw. Ook zijn er interacties tussen verklarende variabelen en jaar mogelijk. In het geval van interactie wordt feitelijk een gecombineerde verklarende variabele meegenomen (bijvoorbeeld de combinatie van drainage en oppervlakte landbouw, of alle combinaties van jaar en landbouwregio).

Het aantal verklarende variabelen p kan om diverse redenen erg groot zijn. Ten eerste kan elke verklarende variabele op verschillende niveaus ruimtelijk worden geaggregeerd en kan elk van deze als verklarende variabele worden aangeboden. Ook combinaties van verklarende variabelen kan het aantal verklarende variabelen flink doen stijgen (bijvoorbeeld, bij 10 verklarende variabelen zijn er al $(10 \times 9)/2 = 45$ combinaties van twee variabelen). Ten slotte worden categorische verklarende variabelen (zoals bodemtype en landgebruik) door middel van indicator of dummy variabelen voorgesteld, waarbij elke categorie een eigen verklarende variabele is.

Het is in het algemeen niet raadzaam een groot aantal verklarende variabelen in de regressie mee te nemen. Deels is dit omdat dit de onzekerheid in de trend (de regressiecoëfficiënten β) doet toenemen, deels omdat de voorspelkracht van verklarende variabelen sterk overlappend kan zijn (gevaar van 'multicollinearity') en deels omdat het de regressieodeloos ingewikkeld maakt. Het aantal verklarende variabelen kan op verschillende manieren worden beperkt. Ten eerste kan de inhoudelijk deskundige een selectie maken uit het totaal aan beschikbare verklarende variabelen door alleen verklarende variabelen mee te nemen die vanuit inhoudelijke kennis over het fysische, chemische of biologische proces variatie in de doelvariabele kunnen verklaren. Daarnaast kan een selectie worden gemaakt op empirische gronden, door alleen verklarende variabelen mee te nemen die blijkend uit de waarnemingen variatie verklaren. Hiervoor zijn in de statistiek verschillende benaderingen ontwikkeld, waarvan de meest gebruikte benadering stapsgewijze regressie is.

Voor we de stapsgewijze regressie die we hebben toegepast verder bespreken, zullen we hier eerst dieper ingaan op de selectie van verklarende variabelen die we vooraf hebben uitgevoerd en op de transformatie van variabelen.

Zoals hiervoor al is beschreven kunnen verklarende variabelen op verschillende schaalniveaus worden gemeten, bijvoorbeeld per oppervlakte van een cirkel met straal 1, 2 of 5 km rond het meetpunt. We hebben ervoor gekozen om een achttal variabelen (te weten helling, slootlengte, oppervlakte landbouw, oppervlakte bebouwd, oppervlakte open grond, bos en natuurgebied, organisch stofgehalte, drainage en pH) uit te drukken per km-hok waarin het meetpunt ligt, per afwateringseenheid waarin het meetpunt ligt en per cirkel met een straal van 10 km rondom het meetpunt (zie paragraaf 3.3). Omdat men mag verwachten dat er een grote correlatie bestaat tussen deze drie ruimtelijke varianten per variabele, hebben we steeds slecht één van de drie variabelen in de stapsgewijze regressieanalyse gebruikt. De selectie uit de drie is gebaseerd op enkelvoudige regressies tussen de afhankelijke variabele, $^{10}\text{Log}(C(s,t))$, en de

drie varianten. We hebben steeds de variant gekozen met de hoogste verklaarde variantie. Om er zeker van te zijn dat er geen niet-lineaire relaties tussen de variabelen en $^{10}\text{Log}(C(s,t))$ in het geding waren hebben we steeds de tweede-orde vergelijking gehanteerd, zodat ook kwadratische verbanden worden gedetecteerd. Per stof levert dit voor de acht variabelen een andere lijst aangeboden variabelen in de stapsgewijze regressieanalyse. De aangeboden lijsten worden gegeven bij de behandeling van de twee voorbeeldstoffen (zie Hoofdstukken 7 en 8).

In Hoofdstuk 4 hebben we beschreven dat de doelvariabele $C(s,t)$ de gemiddelde concentratie in het groeiseizoen is. Hierboven zijn we er zonder verdere discussie vanuit gegaan dat we in de regressieanalyse de $^{10}\text{Log}(C(s,t))$ als afhankelijke variabele hanteren. De reden hiervoor is dat concentraties meestal niet normaal verdeeld zijn en dat een logaritmische transformatie nodig is om de afhankelijke variabele min of meer normaal verdeeld te krijgen. Dit bleek ook bij de seizoensgemiddelde concentraties van de voorbeeldstoffen het geval. We hebben verschillende transformaties uitgetoetst (kwadraat, logaritme, reciproke en wortel), maar alleen de logaritmische transformatie komt in de buurt van een normale verdeling. In Hoofdstukken 7 en 8 zullen we voor de voorbeeldstoffen de gevolgen van deze transformatie laten zien en bespreken.

Als de gemeten concentraties log-getransformeerd worden om een normale verdeling te krijgen, ligt het voor de hand dat ook de door het NMI geschatte 'concentraties' en/of emissies (paragraaf 3.3) log-getransformeerd worden. Dit bleek inderdaad het geval: de hoogste correlatie tussen de afhankelijke variabele $^{10}\text{Log}(C(s,t))$ en de verschillende NMI-uitvoeren bleek in vrijwel alle gevallen gevonden te worden als de NMI-waarde log-getransformeerd werd (zie Hoofdstukken 7 en 8). We hebben de NMI-waarde dus steeds log-getransformeerd in de stapwijze regressieanalyse aangeboden.

Geen van de overige verklarende variabelen behoefde te worden getransformeerd.

De regressieanalyse wordt uitgevoerd op de complete dataset meetgegevens van een stof verzameld voor de Bestrijdingsmiddelenatlas. Dat wil zeggen dat er meetgegevens uit verschillende jaren in verwerkt worden. Daarmee wordt 'jaar' ook een mogelijke verklarende variabele voor de gemiddelde concentratie per groeiseizoen. De invloed van jaar op de concentratie kan op twee manieren worden opgevat: als de invloed van een geleidelijk veranderend gebruik in de loop der jaren en als de invloed van (abrupte) jaarlijkse verschillen, bijvoorbeeld in gebruik, maar ook in weer. In het eerste geval kan het verstandig zijn de invloed van jaar te beschouwen als een lineaire trend, en kun je jaar dus als een gewone schaalvariabele aanbieden ('variate' in termen van het door ons gebruikte statistische programma GenStat). In het laatste geval is er geen sprake van een lineaire trend en is de invloed van ieder jaar anders. Je moet jaar dan als een categorische variabele beschouwen ('factor' in termen van GenStat). Deze laatste manier hebben we in onze regressieanalyse toegepast. Jaar is in onze analyse dus een categorische verklarende variabele.

Ook het watertype is een categorische verklarende variabele. In paragraaf 4.2 is beschreven hoe de meetlocaties uit de BMA zijn toegekend aan de watertypen van de watertypenkaart. Sommige van deze watertypen zijn bij voorbaat uitgesloten van de analyses omdat ze geen deel uitmaken van de doelpopulatie (paragraaf 2.1). Verder bleek dat een aantal watertypen slechts weinig meetlocaties bevat (paragraaf 4.3). Om die reden zijn de watertypen teruggebracht tot vier categorieën. Tabel 5.1 geeft de indeling van watertypen in watertype-categorieën.

Tabel 5.1 Indeling van watertypen in watertypecategorieën.

Categorie	Omschrijving	Aantal	Watertypen (zie Tabel 2.1 voor afkortingen)
1	sloten	819	MSL (incl. MSLTOP10)
2	kanalen en brakke wateren	412	MBR, MKA
3	meren en vennen	146	MKD, MKO, MKV, MMD, MMO, MVN
4	stromende wateren, grote rivieren	373	MWR, RBL, RBS, RMB, RRV, RRS
	buiten doelpopulatie	42	ZEE, KBS, MGD, OTY, OVE, BUI
	Totaal	1792	

5.3 Stapsgewijze regressie

Stapsgewijze regressie kan op verschillende manieren worden uitgevoerd en ook dit is uitgebreid beschreven in tekstboeken (Draper en Smith, 1998, Hoofdstuk 15; Montgomery *et al.*, 2006, Hoofdstuk 9). De 'backward' methode neemt in eerste instantie alle verklarende variabelen mee en verwijdert vervolgens de verklarende variabele met de minste voorspelkracht (laagste statistische significantie), mits de verklarende variabele een significantie heeft lager dan een gekozen drempelwaarde. Met de resterende verklarende variabelen wordt een nieuwe regressie berekend en het proces herhaalt zich totdat alle resterende verklarende variabelen een significantie boven de drempelwaarde hebben. De 'forward' methode maakt eerst alle enkelvoudige regressies (een regressie met steeds maar één verklarende variabele) en kiest degene met de hoogste statistische significantie. Vervolgens wordt aan deze regressie een tweede verklarende variabele toegevoegd, te weten die verklarende variabele die in de regressie met twee verklarende variabelen de hoogste significantie van alle kandidaat verklarende variabelen heeft. Ook dit proces herhaalt zich zolang er nog verklarende variabelen toegevoegd kunnen worden met een significantie boven de gekozen drempelwaarde. Er zijn ook combinaties van backward en forward methoden ontwikkeld, waarvan wij er een hebben toegepast.

De stapsgewijze regressieanalyse die we hebben uitgevoerd is, zoals gezegd, een combinatie van een forward en een backward analyse: bij elke stap wordt elke verklarende variabele steeds opnieuw bekeken. Als een verklarende variabele nog niet in het model zit wordt berekend wat het gevolg is van toevoeging van de verklarende variabele aan het model; als de verklarende variabele al in het model zit, wordt berekend wat weglating van de verklarende variabele voor het model betekent. Vervolgens wordt de toevoeging dan wel weglating van die verklarende variabele gekozen die tot de beste verbetering van het model leidt. Een verklarende variabele die eerst wordt toegevoegd, kan in een later stadium dus weer uit het model worden gehaald. Idealiter leidt dit uiteindelijk tot het meest optimale model: de combinatie van verklarende variabelen die samen het best de gemeten concentraties beschrijven, onafhankelijk van de volgorde waarin de verklarende variabelen in het model zijn opgenomen. Een verbetering van het model wordt berekend op grond van de verbetering van de variantie van de residuen, dat wil zeggen op grond van de grootte van de spreiding in de residuen van het model, gecombineerd met het aantal vrijheidsgraden van de residuen van het model. Het aantal vrijheidsgraden hangt af van het aantal parameters in het model en het aantal cases (waarnemingen) waarop het model is gebaseerd. Als de verbetering onder een bepaald, vooraf gekozen criterium valt stopt de stapsgewijze analyse. Het criterium dat gehanteerd is voor het opnemen van een variabele is:

$$\frac{(s_0 - s_1)}{(d_0 - d_1)} > \frac{s_1}{d_1} \quad (5.2)$$

Voor het verwijderen van een variabele is gebruik gemaakt van:

$$\frac{(s_1 - s_0)}{(d_1 - d_0)} < \frac{s_0}{d_0} \quad (5.3)$$

Hierbij is s de som van de kwadraten van de residuen en d het aantal vrijheidsgraden van de residuen; index 0 staat voor het huidige model en index 1 voor het nieuwe model (Payne, 2000). Dit criterium bleek zo gevoelig te zijn dat ook verklarende variabelen die uiteindelijk een regressiecoëfficiënt hadden die bij lange na niet significant afwijkt van nul werden gekozen en in het model opgenomen. Daarmee is de kans dat verklarende variabelen, die een correlatie vertonen met de gemeten concentraties, over het hoofd worden gezien minimaal. Het geeft dus een 'long list' van verklarende variabelen.

Om ten slotte tot een finaal regressiemodel te komen dat kritischer is ten aanzien van het aantal meegenomen verklarende variabelen is na de hierboven beschreven automatische stapsgewijze analyse, een backward-procedure uitgevoerd. De variabele met de hoogste p-waarde op de Wald-test, onder voorwaarde dat die waarde groter is dan 0.1, wordt eerst verwijderd. Vervolgens wordt het model opnieuw gedraaid en de variabele die dan de hoogste p-waarde heeft verwijderd. Deze procedure wordt herhaald tot alle variabelen een p-waarde kleiner dan 0.1 hebben. De Wald-test toetst of verwijdering van een verklarende variabele leidt tot een model met een significant lagere 'maximum likelihood'.

Tabel 5.2 Lijst van enkelvoudige verklarende variabelen die in de stapsgewijze regressieanalyse zijn aangeboden (: deze variabelen zijn ook meegenomen als gemiddelde per cirkel in een straal van 10 km rond het meetpunt en als gemiddelde per afwateringseenheid).*

Omschrijving	Eenheid	Naam
Emissie stof naar lucht (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_E_LUCHT_STOF
Emissie stof naar diep grondwater (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_E_GRW_STOF
Emissie stof naar oppervlaktewater agv drift (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_Drift_STOF
Emissie stof naar oppervlaktewater agv erfafspoeling (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_AFSPOEL_STOF
Emissie stof naar oppervlaktewater agv laterale uitspoeling (kg/jr) (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_UTOPW_STOF
Emissie stof naar oppervlaktewater agv toepassingen in bedekte teelten (NMI-uitvoer)	Log(kg/jr)	Log_ULO_STOF
Seizoensgemiddelde concentratie (NMI-uitvoer)	Log(mg/L)	Log_C_OPW_STOF
Som slootlengte klasse 1 t/m 4 *	m/km ²	LEN1234
Oppervlak landbouw *	ha/km ²	LANDBOUW
Oppervlak stedelijk gebied *	ha/km ²	BEBOUWD
Oppervlak kale grond, bos en natuur *	ha/km ²	KAALBOSNAT
Oppervlak open water (zout en zoet)	ha/km ²	OPENWATER
Oppervlak voorzien van buisdrainage *	ha/km ²	DRAINAGE
Gehalte organische stof in de bouwvoor *	%/km ²	ORGSTOF
Bodem pH in de bouwvoor *	pH/km ²	pH
Hellingpercentage *	%/km ²	avgHelling
Landbouwregio	1-14	LBG14_NR
Jaar	1997-2006	JAAR
Watertypecategorie	1-4	WATERTCAT

De stapsgewijze regressieanalyse resulteert uiteindelijk in een regressiemodel waarvoor geldt dat geen van de verklarende variabelen die erin zijn opgenomen verwijderd kan worden zonder de fit van het model op de data significant (bij $p < 0.1$) te verslechteren. We hebben deze regressieanalyse uitgevoerd met alle variabelen uit Tabel 5.2.

5.4 Interacties

De stapsgewijze regressieanalyse die hierboven beschreven is leidt per voorbeeldstof tot een regressiemodel met 7 (in geval van metribuzin, zie Hoofdstuk 7), respectievelijk 12 (in geval van carbendazim, zie Hoofdstuk 8) verklarende variabelen. Daarin zijn nog geen interacties opgenomen. Interacties kunnen zoals hiervoor is beschreven belangrijke verklarende variabelen blijken te zijn. Echter, het opnemen van interacties in de regressieanalyse veroorzaakt ook een tweetal problemen.

Allereerst is er de moeilijkheid van het vinden van relevante interacties. Eenvoudigweg alle interacties aanbieden in een stapsgewijze regressieanalyse is onmogelijk: met de 19 verklarende variabelen zijn al 171 tweevoudige interacties mogelijk. En dan zijn er nog de drievoudige interacties, de viervoudige, enzovoorts. Dit probleem zou kunnen worden opgelost door vooraf een lijst te maken van interacties waarvan we ons voorstellen dat ze belangrijk zouden kunnen zijn. Onze eigen beoordeling van het mogelijke belang geeft dan de doorslag. Dit oordeel brengt subjectiviteit in de procedure en staat open voor discussie. Van belang is daarbij uitsluitend of er interacties zijn die we ten onrechte hebben weggelaten. De ten onrechte opgenomen interacties zullen immers in de stapsgewijze analyse niet worden geselecteerd.

In een vooranalyse hebben we deze procedure toegepast. Vervolgens hebben we deze interacties volgens dezelfde stapsgewijze regressieanalyse als hierboven beschreven opgenomen in ons model. Daarbij stuitte we op een tweede, nog groter, probleem.

Het bleek dat er interacties in ons model werden opgenomen, zoals de interactie tussen Jaar en Landbouwregio, met een groot aantal combinaties van waarden waarvoor geen waarnemingen beschikbaar waren in de dataset. Zo zijn er in 1999 geen waarnemingen van metribuzin uit het Westelijk Veenweidegebied. Dit betekent dat voor deze combinaties zonder waarnemingen ook geen parameters kunnen worden geschat. Maar deze parameters zijn wel nodig om de opschaling met behulp van regressie-kriging te kunnen verrichten. In de vooranalyse hebben we deze parameters de waarde 0 gegeven, maar dat bleek te leiden tot onrealistische uitkomsten.

Deze laatste ervaring heeft ertoe geleid dat we besloten hebben geen interacties in het regressiemodel op te nemen. Een gevolg hiervan is dat er in het model bijvoorbeeld voor een landbouwregio met één regressiecoëfficiënt gerekend wordt die over de hele onderzoeksperiode constant blijft. Zo zal het model voor een regio waarin voor een bepaald jaar een toename in de concentratie is geconstateerd ook hogere concentraties voorspellen voor deze regio in andere jaren. Ook het effect van Jaar zal voor heel Nederland gelijk zijn, zodat een toename van de concentratie in een bepaalde regio in een zeker jaar in dat jaar doorwerkt naar heel Nederland.

6 Geostatistische modellering en opschaling

Toepassing van het regressiemodel zoals gepresenteerd in het vorige hoofdstuk levert voor elke locatie in Nederland een voorspelde (log-getransformeerde) seizoensgemiddelde concentratie op. Op BMA-punten zal de voorspelde concentratie naar verwachting afwijken van de werkelijke concentratie, omdat het regressiemodel slechts een deel van de variabiliteit verklaart. In dit hoofdstuk richten we ons op ruimtelijke en temporele interpolatie van het residu van de regressie. De geïnterpoleerde residuen worden vervolgens opgeteld bij de uitkomsten van het regressiemodel om aldus een nauwkeuriger voorspelling van de seizoensgemiddelde concentratie te verkrijgen.

Omdat we niet alleen voorspellingen willen maar ook de bijbehorende nauwkeurigheid willen kwantificeren is gekozen voor een geostatistische aanpak (Goovaerts, 1997). In deze aanpak wordt niet alleen de variantie van de voorspelfout in ruimte en tijd gekwantificeerd maar ook de ruimte-tijd correlatie ervan. Deze laatste is nodig voor ruimtelijke opschaling met kwantificering van onzekerheid, dat ook in dit hoofdstuk wordt besproken. We sluiten het hoofdstuk af met een opsomming van de concrete stappen benodigd bij praktische toepassing van de gecombineerde regressie-kriging methodologie zoals beschreven in dit en het vorige hoofdstuk.

6.1 Ruimtelijke variabiliteit

Zoals eerder aangegeven beschouwen we het volgende statistische model:

$${}^{10}\text{Log}(C(s,t)) = \sum_{i=0}^p \beta_i \cdot f_i(s,t) + \varepsilon(s,t) \quad (6.1)$$

Hierbij is $C(s,t)$ de seizoensgemiddelde concentratie op locatie s voor jaar t . De eerste term in het rechterlid van vergelijking (6.1) is de trend van de regressie en neemt de invloed van verklarende variabelen voor zijn rekening. De functies f_i zijn de verklarende variabelen (zie Hoofdstuk 5). Het residu ε in vergelijking (6.1) maakt duidelijk dat de voorspellingen volgens het regressiemodel over het algemeen niet gelijk zullen zijn aan de werkelijke loggetransformeerde seizoensgemiddelde concentratie. Er zijn verschillen omdat de verklarende variabelen niet alle variatie verklaren. Ook de gekozen eenvoudige modelstructuur en schattingsfouten in de regressiecoëfficiënten maken dat werkelijke concentraties afwijken van voorspelde concentraties. We richten ons nu op statistische modellering van het residu.

Het residu ε in vergelijking (6.1) wordt beschouwd als een stochastisch proces, dat volledig wordt gekarakteriseerd door een kansverdeling. De statistische analyse wordt sterk vereenvoudigd door te veronderstellen dat het residu normaal verdeeld is. Dit betekent dat de kansverdeling op elke locatie s en voor elk jaar t normaal verdeeld wordt verondersteld en dat ook de gezamenlijke kansverdeling van het residu op meerdere locaties en jaren multivariaat normaal verdeeld is. Controle van de aannemelijkheid van deze veronderstelling is lastig en wordt in de praktijk alleen uitgevoerd door een visuele check op de frequentieverdeling van de waargenomen residuen. Het histogram van de residuen wordt geplot en gecontroleerd op symmetrie en vorm. Uitbijters worden aan een nadere analyse onderworpen en bij een scheve verdeling kan transformatie worden overwogen (merk op dat de seizoensgemiddelde concentratie in vergelijking (6.1) om deze reden al is log-getransformeerd).

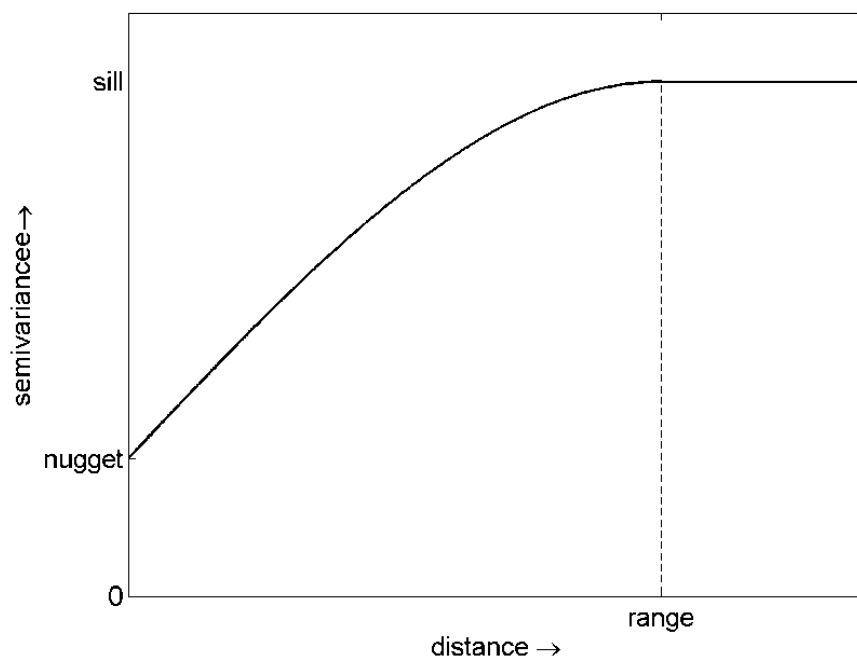
Het residu ε is een functie van ruimte en tijd. Statistische modellering moet zowel de ruimtelijke als de temporele variabiliteit meenemen. Dit is ingewikkelder dan alleen de ruimtelijke variabiliteit. In het vervolg van deze en in de volgende paragraaf beschouwen we daarom alleen de ruimtelijke variabiliteit. In paragraaf 6.3 maken we de uitbreiding naar ruimte-tijd variabiliteit. We nemen dus vooralsnog aan dat ε alleen van de plaats s afhangt.

Naast de aanname dat het residu normaal verdeeld is, is het in de praktijk noodzakelijk een stationariteitsaanname te maken. In het meest eenvoudige geval luidt deze als volgt:

$$E[\varepsilon(s)] = 0 \text{ voor alle } s \quad (6.2)$$

$$\frac{1}{2} E[(\varepsilon(s) - \varepsilon(s+h))^2] = \gamma(h) \text{ voor alle } s \text{ en } h \quad (6.3)$$

Hierbij is E de verwachtingsoperator (het 'gemiddelde'), h een willekeurige afstand tussen twee locaties en γ de uit de geostatistiek bekende 'semivariantie' (Goovaerts, 1997). Vergelijking (6.2) stelt dat de verwachtingswaarde of het gemiddelde van $\varepsilon(s)$ constant is en niet afhangt van locatie (ε zelf is niet constant maar schommelt rondom deze gemiddelde waarde). Omdat ε het residu van een regressie betreft is deze constante gelijk aan nul. De semivariantie zoals gedefinieerd in vergelijking (6.3) is een maat voor de mate van ruimtelijke variabiliteit. Hoe groter $\gamma(h)$, hoe groter de ruimtelijke variatie. Hier wordt dus verondersteld dat de mate van variatie tussen de waarde van ε op twee locaties niet beïnvloed wordt door waar men zich in het studiegebied bevindt maar dat deze alleen afhangt van de geografische afstand tussen de locaties. Een grafiek van de semivariantie als functie van de afstand wordt het semivariogram genoemd. De karakteristieke vorm van het semivariogram is gegeven in Figuur 6.1.



Figuur 6.1 Karakteristieke vorm van het semivariogram met daarin aangegeven de nugget, sill en range.

De semivariantie neemt toe met de afstand omdat het verschil tussen de waarden van een variabele op twee locaties over het algemeen groter is naarmate de afstand groter is. Echter, als de afstand groter is dan de *range* dan blijft de semivariantie stabiel en stijgt niet verder. Dit is omdat voor afstanden groter dan de *range* de variabele niet meer ruimtelijk gecorreleerd is en de maximale variantie (de *sill*) is bereikt. Daarnaast valt op dat de semivariantie op korte afstand niet nul is maar gelijk aan de *nugget*. De nugget-variantie wordt veroorzaakt door meetfouten en korte-afstandsvariabiliteit, die in de praktijk aanzienlijk kunnen zijn. Op korte afstand kunnen omstandigheden behoorlijk verschillen en als dit niet in het trenddeel van de regressie is meegenomen dan resulteert dit in variatie van het residu op korte afstanden.

Het semivariogram van het residu kan worden geschat op basis van waarnemingen met de zogeheten *structurele analyse*. Hiervoor is nodig dat de geografische coördinaten van de waarnemingen bekend zijn. In de praktijk blijkt dat betrouwbare schatting van het semivariogram vereist dat tenminste 80 waarnemingen beschikbaar zijn. Het voert te ver in dit rapport in detail te beschrijven hoe de structurele analyse in zijn werk gaat. Dit is uitgebreid beschreven in tekstboeken als Goovaerts (1997) en Burrough en McDonnell (1998).

6.2 Ruimtelijke interpolatie met kriging

Nadat het semivariogram bekend is kan met kriging een schatting van het residu van de regressie op onbemeten punten worden gemaakt. Ook dit is uitgebreid beschreven in tekstboeken. De meest eenvoudige variant van kriging is *simple kriging*, waarbij de schatting van ε op een onbemeten locatie s_0 een lineaire combinatie is van 'gemeten' waarden van ε op de meetlocaties s_1, \dots, s_n :

$$\hat{\varepsilon}(s_0) = \sum_{k=1}^n \lambda_k \cdot \varepsilon(s_k) \quad (6.4)$$

De kriging weegfactoren λ_k worden zodanig gekozen dat de verwachte gekwadraterde voorspelfout wordt geminimaliseerd:

$$E[(\hat{\varepsilon}(s_0) - \varepsilon(s_0))^2] \quad (6.5)$$

Minimalisatie van vergelijking (6.5) geeft een unieke oplossing voor de kriging weegfactoren. Nadat deze berekend zijn kan met vergelijking (6.4) een voorspelling van het residu op onbemeten punten worden gemaakt en kan de variantie van de voorspelfout worden gekwantificeerd door uitwerking van vergelijking (6.5). Deze laatste wordt de kriging variantie genoemd.

Een uitbreiding van simple kriging is universal kriging, waarbij de schatting van de regressiecoëfficiënten β_i en de ruimtelijke interpolatie van het residu ε simultaan gebeurt (Hengl *et al.*, 2004). Dit heeft als belangrijke voordelen dat schatting van de regressiecoëfficiënten rekening houdt met de ruimtelijke correlatie van de residuen en dat de schattingsfout van de regressiecoëfficiënten wordt meegenomen in de berekening van de kriging variantie. Toepassing van universal kriging is echter minder eenvoudig dan simple kriging. In het geval van een groot aantal verklarende variabelen en een grote dataset kan het bijbehorende rekenwerk tot lange rekestijden en geheugenproblemen leiden. In dit onderzoek is daarom voor een aanpak met simple kriging gekozen. De combinatie van regressie gevolgd door simple kriging van het residu wordt ook wel *regressie-kriging* genoemd (Hengl *et al.*, 2004).

6.3 Ruimte-tijd geostatistiek

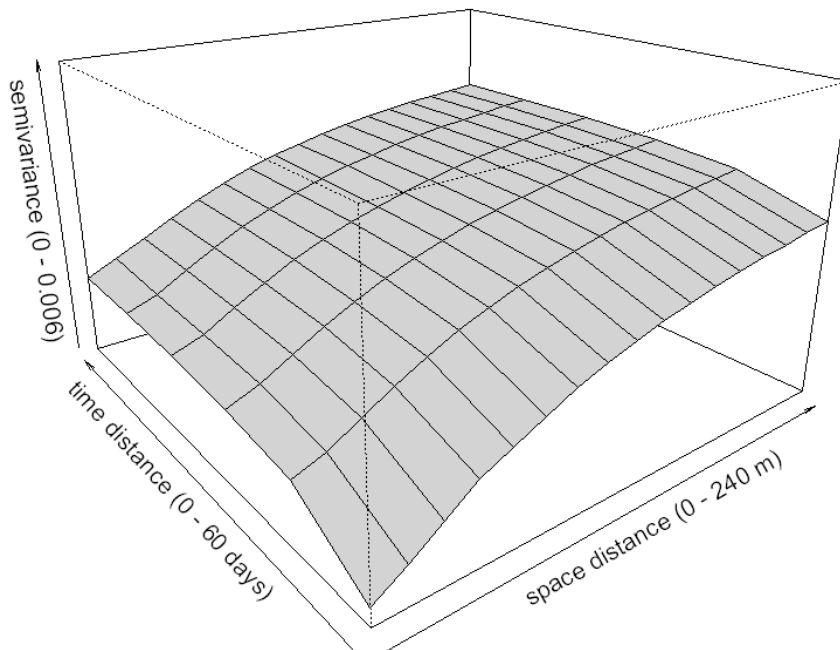
De uitbreiding naar geostatistische modellering van variabiliteit in ruimte en tijd impliceert dat het semivariogram zoals gegeven in vergelijking (6.3) afhankelijk wordt van afstand in ruimte en afstand in tijd (Snepvangers *et al.*, 2003; Heuvelink en Van Egmond, 2010):

$$\frac{1}{2} E [(\varepsilon(s, t) - \varepsilon(s + h, t + u))^2] = \gamma(h, u) \quad \text{voor alle } s, h, t \text{ en } u \quad (6.6)$$

Hierbij is stationariteit in ruimte en tijd verondersteld zodat de semivariantie alleen afhangt van de afstand in ruimte h en afstand in tijd u . In praktijk wordt het ruimte-tijd semivariogram zoals gegeven in vergelijking (6.6) nog verder vereenvoudigd om schatting ervan met een beperkt aantal puntwaarnemingen mogelijk te maken. Vaak wordt hierbij gebruik gemaakt van het 'metrische' model, waarbij afstand in tijd met behulp van een anisotropie-ratio α wordt gekoppeld aan afstand in ruimte (Snepvangers *et al.*, 2003):

$$\gamma(h, u) = \gamma_S(h) + \gamma_T(u) + \gamma_{ST}(\sqrt{h^2 + (\alpha \cdot u)^2}) \quad (6.7)$$

Het semivariogram is niet langer een eendimensionale grafiek maar een tweedimensionaal vlak, zoals geïllustreerd in Figuur 6.2. In de figuur is goed te zien dat de semivariantie toeneemt als de afstand in ruimte of tijd toeneemt. Ook blijkt dat in dit voorbeeld variatie in ruimte groter is dan variatie in tijd, omdat langs de ruimte-as een grotere sill wordt bereikt dan langs de tijd-as.



Figuur 6.2 Voorbeeld van een ruimte-tijd semivariogram waarbij semivariantie een functie is van de afstand in de ruimte zowel als in de tijd (uit: Heuvelink en van Egmond 2010, Figure 7).

Geostatistische ruimte-tijd interpolatie is niet fundamenteel anders dan ruimtelijke interpolatie. Ook in dit geval worden voorspellingen op onbemeten punten gemaakt als een lineaire combinatie van metingen, op dezelfde manier zoals geformuleerd in vergelijking (6.4), met dien verstande dat in dit geval niet alleen metingen van hetzelfde tijdstip meedoen maar ook

metingen uit het verleden en de toekomst (indien beschikbaar). Het gewicht dat elke meting krijgt hangt net als bij ruimtelijke interpolatie af van de mate van correlatie tussen de waarde op het voorspelpunt en de waarde op de meetpunten, zoals gekarakteriseerd door het ruimte-tijd semivariogram. Ook de kriging variantie behorend bij elke voorspelling kan worden gekwantificeerd.

Ruimte-tijd kriging levert een drie-dimensionaal ruimte-tijd beeld op, dat kan worden afgebeeld als een tijdreeks van meerdere ruimtelijke beelden (bv. animaties) of als tijdreeksen van voorspellingen op verschillende locaties. Hoofdstukken 7 en 8 laten voorbeelden zien.

6.4 Opschaling naar een landelijke waarde

Voor berekening van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie worden de volgende stappen achtereenvolgens uitgevoerd:

1. Bereken voor elke locatie (gridcel) de uitkomst van de log-getransformeerde seizoensgemiddelde concentratie met het regressiemodel (Hoofdstuk 5). Doe dit voor elk van de (maximaal) vier geaggregeerde watertypen (zie Tabel 5.1) die in de cel voorkomen.
2. Voorspel het residu van de regressie op elke locatie met ruimte-tijd kriging (paragraaf 6.3).
3. Tel voor elke locatie het voorspelde residu op bij de uitkomst van de regressie, opnieuw voor elk van de watertypen die in de cel voorkomen. Dit levert de voorspelde log-getransformeerde seizoensgemiddelde concentratie op.
4. Bereken de concentratie uit de log-getransformeerde concentratie met terugtransformatie.
5. Vermenigvuldig per gridcel en watertype de voorspelde concentratie met het volume aan water in de gridcel van het betreffende watertype, dit geeft een hoeveelheid per gridcel.
6. Tel de hoeveelheden van alle gridcellen op en deel het totaal door het totaalvolume aan water in de populatie.

Stappen 5 en 6 zijn iets gewijzigd als de gemiddelde concentratie voor de subpopulatie 'de KRW-waterlichamen' wordt berekend.

De stappen spreken voor zich, hoewel de terugtransformatie in stap 4 minder eenvoudig is dan men wellicht zou denken. Terugtransformatie met de antilog (machtsverheffing met grondtal 10) geeft een onzuiverheid omdat de geschatte variabele een onzekerheid (variantie) heeft en dit eigenlijk zou moeten worden meegenomen (Goovaerts, 1997). Als deze correctie achterwege wordt gelaten dan wordt feitelijk de mediaan van de concentratie berekend en niet het gemiddelde. De mediaan zal in toepassingen met uitschieters in het rechterdeel van de verdeling systematisch kleiner zijn dan het gemiddelde.

Daarnaast is een belangrijk probleem dat de procedure zoals hierboven geschetst de onzekerheid van de opgeschaalde waarde niet kwantificeert. Dit laatste is echter wel nodig omdat alleen op die manier de statistische significantie van temporele trends kan worden gekwantificeerd. Om ook de onzekerheid van de opgeschaalde seizoensgemiddelde concentratie en de temporele correlaties over verschillende jaren te kunnen kwantificeren is daarom een andere aanpak nodig. Deze aanpak maakt gebruik van stochastische simulatie (Goovaerts, 1997; Heuvelink en Pebesma; 1999) en werkt als volgt.

Herhaal heel vaak (N keer):

1. Genereer een mogelijke waarde van het residu van de regressie op elke locatie (gridcel) met ruimte-tijd stochastische simulatie. Dit levert een trekking uit de kansverdeling van het residu op.
2. Tel voor elke locatie het gesimuleerde residu op bij de uitkomst van de regressie (voor elk van de watertypen in de gridcel).
3. Bereken de concentratie uit de log-getransformeerde concentratie met terugtransformatie.
4. Vermenigvuldig per gridcel en watertype de gesimuleerde concentratie met het volume aan water in de gridcel van het watertype en tel de uitkomsten voor de verschillende watertypen bij elkaar op, dit geeft een hoeveelheid per gridcel.
5. Tel de hoeveelheden van alle gridcellen bij elkaar op en deel het totaal door het totaal volume aan water in de (sub)populatie.

Het gemiddelde van de N gesimuleerde landelijk gemiddelde seizoensconcentraties is een schatting van de werkelijke landelijk gemiddelde seizoensconcentratie, de standaardafwijking ervan een maat voor de bijbehorende onzekerheid. Percentielen zoals het 10- en 90-percentiel geven de onder- en bovengrens van een voorspellingsinterval. Ook kan worden geschat hoe groot de kans is dat de landelijk gemiddelde seizoensconcentratie boven een bepaalde drempelwaarde ligt, eenvoudigweg door te turven hoe vaak van de N keer dit in de simulaties het geval is.

In tegenstelling tot geostatistische interpolatie (kriging) is het doel van stochastische simulatie niet om de beste schatting te bepalen, maar om trekkingen uit de kansverdeling van de stochastische variabele te genereren. Elke uitkomst met positieve kans(dichtheid) is dus mogelijk, waarbij uitkomsten met een kleine kans(dichtheid) een kleinere kans hebben getrokken te worden dan uitkomsten met een grote kans(dichtheid). Trekkingen genereren uit een univariate kansverdeling kan relatief eenvoudig met behulp van een pseudo-random number generator. In dit geval moet echter uit een kansverdeling van een ruimte-tijd variabele worden getrokken, met zowel ruimtelijke als temporele correlaties. Dit is veel minder eenvoudig, maar in het geval van de multivariaat normale verdeling kan gebruik worden gemaakt van sequentiële simulatie (Goovaerts, 1997). Methodes zijn geïmplementeerd in de software tool *gstat* (Bivand *et al.*, 2008).

Als alternatief voor opschalen met stochastische simulatie zou ook block-kriging kunnen worden gebruikt, maar dit stuit op rekentechnische bezwaren bij onregelmatige blokken waarvan de elementen niet een constant volume hebben (de kilometerhokken hebben immers verschillende hoeveelheden water). Er is daarom voor een numerieke aanpak met simulaties gekozen. Bijkomend voordeel van deze aanpak is dat terugtransformatie nu wel eenduidig is. In dit geval wordt gewoon de antilog genomen. Het gemiddelde van de aldus teruggetransformeerde simulaties zal gelijk zijn aan de gemiddelde concentratie, niet aan de mediaan.

De uitkomsten van de 'Monte Carlo' simulatiemethode zijn slechts benaderingen omdat een eindig aantal van N simulaties wordt gebruikt. Hoe groter N , hoe nauwkeuriger de methode. Hoewel er mogelijkheden zijn om van te voren te bepalen hoe groot N moet zijn (Heuvelink, 1998), wordt in de praktijk vaak een waarde voor N gekozen die rekentechnisch haalbaar is. Achteraf wordt dan bepaald of de uitkomsten voldoende stabiel zijn, bijvoorbeeld door uitkomsten van twee onafhankelijke analyses met dezelfde waarde voor N onderling te vergelijken.

Voor de berekening van temporele trends in het landelijk gemiddelde en bijbehorende significantie moeten steeds simulaties voor alle betrokken tijdstippen worden gegenereerd,

zodat ook temporele correlaties worden meegenomen. Deze correlaties beïnvloeden de correlaties tussen landelijk gemiddelden voor verschillende jaren en daarmee ook de vraag of waargenomen verschillen in de tijd statistisch significant zijn.

Strikt genomen zouden simulaties moeten worden aangemaakt voor alle locaties in het Nederlandse oppervlaktewater. In de praktijk gebeurt dit slechts voor een eindig aantal locaties, vaak de roosterpunten van een voldoende fijn grid. De gesimuleerde waarde voor het gridpunt wordt dan toegekend aan alle punten binnen de gridcel (in deze studie een kilometerhok). Hierdoor wordt de werkelijke variabiliteit onderschat, maar aangezien het einddoel een landelijke waarde is, is de nadelige invloed hiervan gering. Als alternatief zouden block-simulaties voor kilometerhokken kunnen worden gemaakt, maar dat veronderstelt dat alle locaties binnen een hok deel uitmaken van de populatie, terwijl het alleen maar de waterlopen binnen het kilometerhok moeten zijn. Hier is daarom gekozen voor simulaties op de centra van kilometerhokken, welke waarde vervolgens aan alle locaties in waterlopen binnen het kilometerhok is toegekend.

6.5 Stappen in praktische toepassing van regressie-kriging en geostatistische opschaling

De methodologie zoals gepresenteerd in dit en het vorig hoofdstuk kan worden samengevat in zes concrete stappen:

1 Inventarisatie waarnemingen doelvariabele en exploratieve data-analyse

Kies een stof en bereken uit de BMA-metingen het gemiddelde voor het groeiseizoen op de manier zoals beschreven in Hoofdstuk 4. Doe dit voor meerdere jaren. Maak vervolgens histogrammen, boxplots van de loggetransformeerden, maak ruimtelijke plots, zoek uitbijters en probeer er achter te komen wat daar aan de hand is. Verwijder uitbijters indien nodig. Samengevat: breng de metingen van de doelvariabele bij elkaar en bekijk de gegevens kritisch.

2 Aanmaak kaarten van verklarende variabelen

Maak kaarten van alle verklarende variabelen voor heel Nederland op voldoende ruimtelijke resolutie (in dit onderzoek zijn kilometerhokken gebruikt). Doe dit voor alle verklarende variabelen zoals opgesomd in Hoofdstuk 3.

De waarde van een cel betreft in de meeste gevallen het gemiddelde van de variabele binnen de cel. Daarnaast zijn in Hoofdstuk 3 kandidaat-verklarende variabelen aangewezen die een gemiddelde over een groter oppervlak beslaan, namelijk het gemiddelde in een cirkel met straal 10 km rondom het midden van een cel en het gemiddelde binnen de afwateringseenheid waarbinnen de cel ligt. Deze kaarten worden met een buffer- of overlay-operatie in GIS aangemaakt.

Alle kaarten moeten dezelfde projectie, extent, resolutie en oriëntatie hebben. Aansluiting bij bestaande gridkaarten van Nederland op 1 km resolutie ligt voor de hand.

3 Vaststellen verklarende variabelen op meetlocaties

Deze stap wordt met een eenvoudige GIS-overlay-operatie uitgevoerd, waarbij de BMA-puntenkaart over alle gridkaarten met verklarende variabelen wordt gelegd en de betreffende waarde wordt afgelezen. Het kan voorkomen dat BMA-punten een missing value opleveren omdat op het betreffende punt één of meerdere verklarende variabelen niet bekend zijn. Deze punten doen dan niet mee in de regressieanalyse.

De uitkomst van deze stap is een tabel waarvan de rijen de individuele 'metingen' zijn (combinaties van meetlocaties en jaar) en de kolommen de x - en y -coördinaat, het jaar, de (log-getransformeerde seizoensgemiddelde) concentratie en alle verklarende variabelen.

4 *Stapsgewijze lineaire regressie*

Pas de in Hoofdstuk 5 beschreven stapsgewijze regressie toe op de dataset aangemaakt in stap 4. Dit levert per stof een regressiemodel op en residuen op BMA-metlocaties en jaren. Met het regressiemodel worden regressievoorspellingen van de doelvariabele op alle voorspellocaties en voor alle jaren gemaakt door toepassing van het model op de kaarten van verklarende variabelen zoals aangemaakt in stap 2. Merk op dat de voorspelling voor een gridcel en jaar afhankelijk kan zijn van het watertype (één van de vier categorieën zoals gegeven in Tabel 5.1), zodat in dat geval voor elke gridcel-jaar combinatie vier voorspellingen worden gemaakt.

5 *Ruimte-tijd kriging en stochastische simulatie op residu van de regressie*

Bereken het ruimte-tijd semivariogram van het residu en interpoleer dit met kriging naar alle voorspellocaties en jaren in Nederland, zoals beschreven in paragraaf 6.3. Maak ook stochastische simulaties van het residu.

6 *Bereken voorspelde landelijke waarden, temporele trends en de bijbehorende nauwkeurigheid*

Pas de methode zoals beschreven in paragraaf 6.4 toe en bereken aldus een voorspelde landelijk seizoensgemiddelde concentratie voor elk jaar en een tijdreeks ervan voor de beschouwde periode, inclusief gekwantificeerde onzekerheid. De ruimtelijke aggregatie vindt plaats op de met stochastische simulatie verkregen opgeschaalde waarden. Presenteer percentielen van de kansverdeling van de opgeschaalde waarden per jaar en van de bijbehorende temporele trends.

7 Casus 1: metribuzin

Bij de keuze van de eerste voorbeeldstof is vooral gekeken naar de dichtheid van de bemonstering in de periode 1997 t/m 2006 (het aantal analyses en het aantal BMA-punten). Om gebruik te kunnen maken van de NMI-resultaten als verklarende variabelen geldt als criterium dat de stof in 2004 is toegelaten als gewasbeschermingsmiddel. In paragraaf 7.1 wordt een samenvatting gegeven van het gebruik van de voorbeeldstof en de meest relevante emissies, en de meetgegevens in de BMA.

7.1 Exploratieve data-analyse

Als eerste voorbeeldstof is metribuzin gekozen. Van deze stof is veel informatie verzameld bij het doorlopen van het Protocol Oorzakenanalyse van Normoverschrijdingen in het Oppervlaktewater, dat ontwikkeld wordt als onderdeel van een nieuwe systematiek voor de beoordeling van toelatingsaanvragen.

Metribuzin is een herbicide dat in de periode 2003–2006 voornamelijk werd toegepast in de teelt van consumptieaardappelen, fabrieks-/zetmeelaardappelen, en asperges. De toepassing door middel van spuiten vindt vooral plaats in het voorjaar en de eerste helft van de zomer. In 2007 is de toelating uitgebreid naar diverse soorten peen en de graszaadteelt.

In de periode 2003-2006 zijn er twee pieken in de gemeten overschrijdingen van de waterkwaliteitsnorm voor metribuzin (MTR = 52 ng/liter):

1. Een voorjaarspiek in mei (11% van het aantal metingen 2003-2004) en juli (6% in 2005-2006).
2. Een najaarspiek in oktober (4% in 2003-2004) en november (3% in 2005-2006).

De meest aannemelijke verklaring van de eerste piek in de gemeten normoverschrijdingen is de toepassing voor opkomst in de teelt van consumptieaardappelen. Hierbij kan zowel emissie als gevolg van drift als verschillende afvoer- en uitspoelingsprocessen een rol spelen. Aan de hand van modelberekeningen op basis van stofgegevens uit het toelatingsdossier is aangetoond dat na het groeiseizoen (vanaf oktober) uitspoeling in de richting van het oppervlaktewater kan optreden die gepaard gaat met concentraties in de orde grootte van enkele µg/liter (project Beslisboom water; De Werd & Kruijne, 2011).

In Tabel 7.1 is het totaal aantal gegevens van metribuzin in de BMA verdeeld over het aantal bepalingen onder of gelijk aan de rapportagegrens (in de BMA is dat de kwantificeringslimiet) en de daadwerkelijk gemeten waarden. In 6% van de gevallen is metribuzin aangetroffen (> rapportagegrens). Ook is de verdeling van de bepalingen kleiner dan of gelijk aan de rapportagegrens en de daadwerkelijk gemeten waarden over de meetlocaties aangegeven. In 75% van het aantal BMA-punten met gegevens is metribuzin nooit aangetroffen (≤ rapportagegrens).

Tabel 7.1 Verdeling van de meetgegevens metribuzin in de BMA over het aantal bepalingen beneden of boven de rapportagegrens, en de verdeling van de resultaten over de BMA-punten (periode 1997 t/m 2006).

	≤ rapportagegrens	> rapportagegrens		Totaal
Aantal analyses	8985 (94%)	547 (6%)		9532
	uitsluitend ≤ rapportagegrens	uitsluitend > rapportagegrens	zowel ≤ als > rapportagegrens	Totaal
Aantal BMA-punten	719 (75%)	24 (2%)	220 (23%)	963

In Tabel 7.2 is de ruimtelijke verdeling van de meetgegevens metribuzin in de BMA over de watertypen gegeven. Tabel 7.3 geeft de verdeling geaggregeerd voor de watertype-categorieën zoals gebruikt als verklarende variabele in het regressie-kriging model (zie paragraaf 5.2).

Tabel 7.2 Verdeling van meetgegevens metribuzin in de BMA over de watertypen (periode 1997-2006).

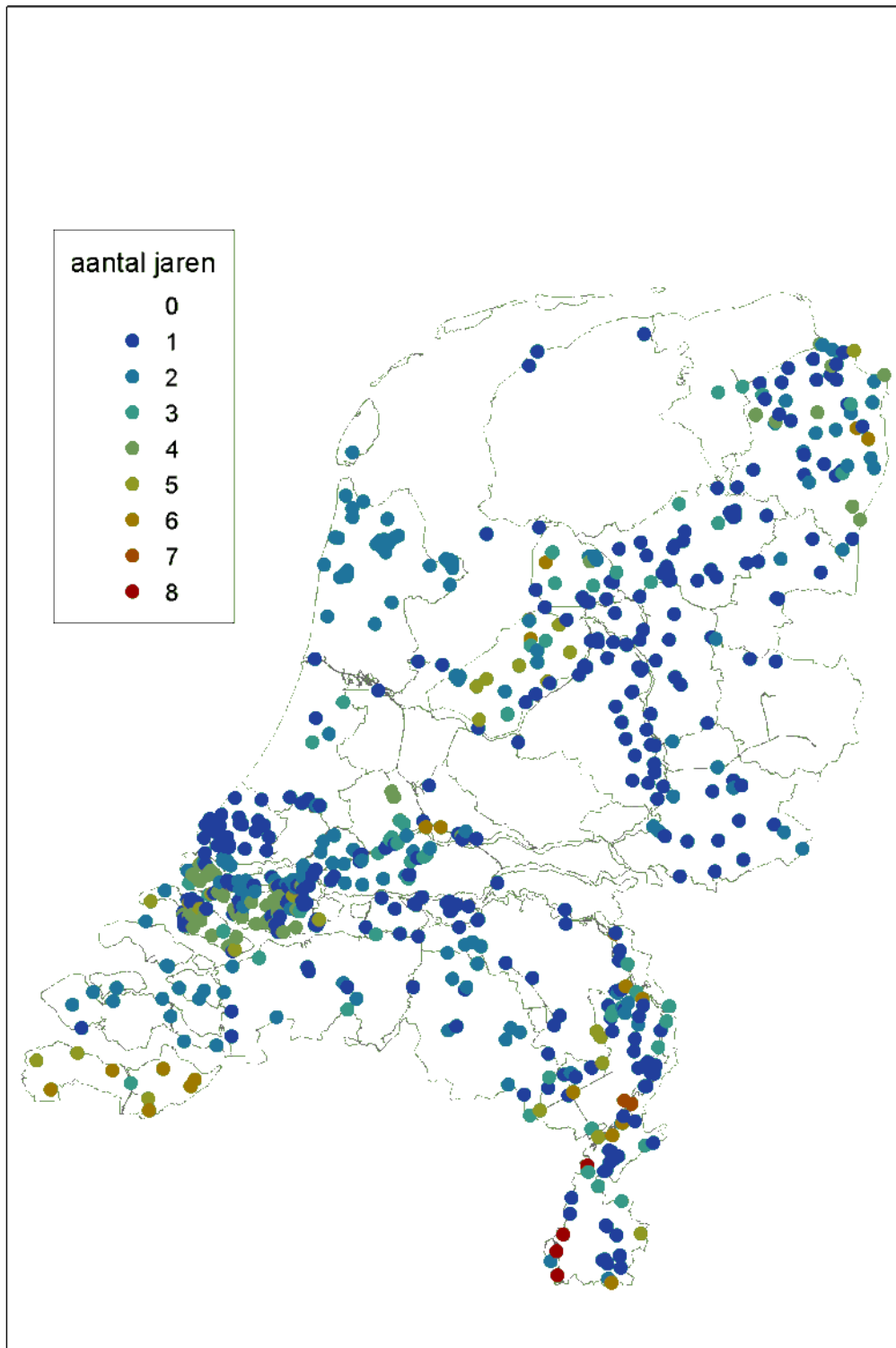
Watertype	Categorienr.	≤ rapportagegrens	> rapportagegrens	Totaal	(%)
MSL_top10	1	3115	169	3284	34.5
MKA	2	1560	134	1694	17.8
RBL	4	1168	44	1212	12.7
MSL	1	809	62	871	9.1
RBS	4	757	20	777	8.2
MBR	2	597	87	684	7.2
MKO	3	221	2	223	2.3
MWR	4	183	8	191	2.0
RMB	4	149	10	159	1.7
RRV	4	103	2	105	1.1
MMO	3	98	0	98	1.0
RRS	4	89	1	90	0.9
MKV	3	45	2	47	0.5
MVN	3	34	0	34	0.4
MGD	5	27	1	28	0.3
OTY	5	19	4	23	0.2
MMD	3	10	1	11	0.1
MKD	3	1	0	1	0.0
Totaal		8985	547	9532	100.0

Tabel 7.3 Verdeling van meetgegevens metribuzin in de BMA over de categorieën watertypen (periode 1997-2006)

	Categorie	≤ rapportagegrens	> rapportagegrens	Totaal	(%)
1	sloten	3924	231	4155	43.6
2	kanalen en brakke wateren	2157	221	2378	24.9
3	meren en vennen	409	5	414	4.3
4	stromende wateren, rivieren	2449	85	2534	26.6
5	buiten doelpopulatie	46	5	51	0.5
	Totaal	8985	547	9532	100.0

De kaart in Figuur 7.1 toont per BMA-punt het aantal jaren waarvoor een seizoensgemiddelde concentratie berekend is volgens de methode beschreven in paragraaf 4.2. In Bijlage 3 is de verdeling van de meetgegevens over de BMA-punten weergegeven op jaarbasis, in kaartjes van de logwaarde van de seizoensgemiddelde concentratie.

De rapportagegrens (kwantificeringslimiet) is afhankelijk van de analysemethode en kan per waterbeheerder en van jaar tot jaar verschillen. In Tabel 7.4 is de verdeling van de rapportagegrens gegeven. Daaruit blijkt dat sommige rapportagegrenzen extreem hoog zijn ten opzichte van de gemiddelde gemeten concentraties, die tussen de 10-20 ng/l liggen (zie Hoofdstuk 7.3). Om die reden is besloten waarnemingen met een rapportagegrens >50 ng/l niet op te nemen in de analyse.



Figuur 7.1 Het aantal jaren per BMA-punt waarin voor metribuzin een gemiddelde van de meetwaarden is berekend (periode 1997 t/m 2006; brongegevens BMA).

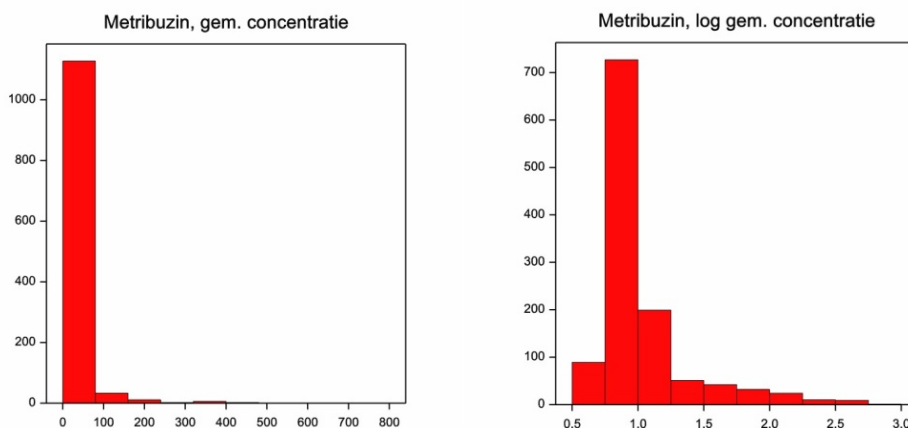
Tabel 7.4 Verdeling van de rapportagegrens van de gegevens metribuzin in de BMA (periode 1997-2006).

(ng/liter)	Aantal
10	1194
20	4457
30	1962
40	21
50	1066
60	7
80	2
90	2
100	251
150	1
180	1
200	4
210	1
300	1
500	13
1000	2
Totaal	8985

7.2 Regressieanalyse

Transformatie doelvariabele

Zoals in Hoofdstuk 5 is beschreven is de regressieanalyse uitgevoerd met $^{10}\log(C(s,t))$ als afhankelijke variabele in plaats van de gemiddelde concentratie $C(s,t)$. Het gevolg van de log-transformatie laat zich aflezen aan Figuur 7.2. Het is duidelijk dat de transformatie niet leidt tot een nette normale verdeling. Deels wordt dit veroorzaakt door het grote aantal metingen van metribuzin onder de rapportagegrens (zie paragraaf 7.1).



Figuur 7.2 Frequentieverdeling van de gemiddelde seizoensconcentratie van metribuzin. De linker figuur geeft de verdeling van de ongetransformeerde concentraties in ng/liter, de rechter de \log_{10} -getransformeerde concentraties.

Selectie aggregatieniveau verklarende variabelen

Voor de selectie van de schaal-variant bij de acht variabelen zoals beschreven in paragraaf 5.2 is gebruik gemaakt van scatterplots en Pearson correlaties. Deze zijn afgebeeld in Bijlage 4.

In geval van metribuzin heeft de selectie geleid tot de volgende variabelen:

- Hellingpercentage van het kilometerhok;
- Gemiddelde van de som slootlengte binnen een straal van 10 km;
- Gemiddelde oppervlak landbouw binnen een straal van 10 km (ha);
- Gemiddelde oppervlak stedelijk gebied binnen een straal van 10 km (ha);
- Gemiddelde oppervlak kale grond, bos en natuur binnen een straal van 10 km (ha);
- Gemiddelde oppervlak voorzien van buisdrainage binnen een straal van 10 km (ha);
- Gemiddelde organische stofgehalte (%) in de bouwvoor landbouw binnen een straal van 10 km;
- Gemiddelde bodem pH in de bouwvoor binnen een straal van 10 km.

Het is opvallend dat variabelen die zijn gemeten op een schaal van 10 km rondom het meetpunt vaak de hoogste correlatie met de log-getransformeerde gemiddelde concentratie vertonen. Blijkbaar is de waarde van de verklarende variabele ter plaatse minder belangrijk dan de gemiddelde waarde over een groter gebied rondom het meetpunt.

Stapsgewijze regressie

De stapsgewijze regressie leverde de zeven onderstaande verklarende variabelen op. Het resulterende model bevat alleen verklarende variabelen met een statistische significantie (F-prob) kleiner dan 0.10. Sommige variabelen zijn zeer significant.

Wald tests for dropping terms

Term	Wald statistic	d.f.	F statistic	F pr.
DRAINAGE	4.07	1	4.07	0.044
JAAR	107.58	9	11.95	<0.001
LANDBOUW	9.33	1	9.33	0.002
LBG14_NR	114.07	12	9.51	<0.001
R10_KAALBOSNAT	5.49	1	5.49	0.019
R10_ORGSTOF	3.81	1	3.81	0.051
R10_avgHelling	2.76	1	2.76	0.097

Model

Bovenstaande heeft geleid tot het volgende complete model:

```
Response variate: log_gem
Fitted terms: Constant + DRAINAGE + JAAR + LANDBOUW + LBG14_NR +
R10_KAALBOSNAT + R10_ORGSTOF + R10_avgHelling
```

Summary of analysis

Source	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Regression	26	27.87	1.07188	13.24	<.001
Residual	1149	92.99	0.08093		
Total	1175	120.86	0.10286		

Percentage variance accounted for 21.3

Standard error of observations is estimated to be 0.284.

d.f. = aantal vrijheidsgraden

s.s. = kwadraatsom

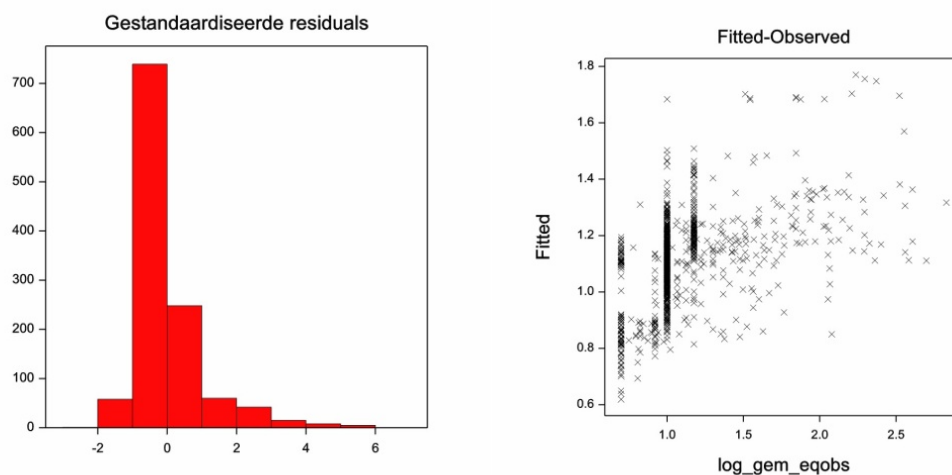
m.s. = gemiddelde kwadraatsom (s.s./d.f.)

v.r. = verhouding gemiddelde kwadraatsommen

(ms (regression)/ms (residual))

F pr. = p-waarde van de F-toets

De variantie in de seizoensgemiddelde concentratie van metribuzin die door het complete regressiemodel wordt verklaard is 21.3%. De geschatte parameters (de β_i 's in vergelijkingen 5.1 en 6.1) van de regressievergelijking staan in Bijlage 4. Zoals uit Figuur 7.3 blijkt, zijn de residuen van het model nog steeds niet geheel normaal verdeeld. De gemiddelden die sterk door de rapportagegrenzen worden bepaald zijn in de rechter figuur herkenbaar als de vier verticale rijtjes van dezelfde waargenomen waarde.



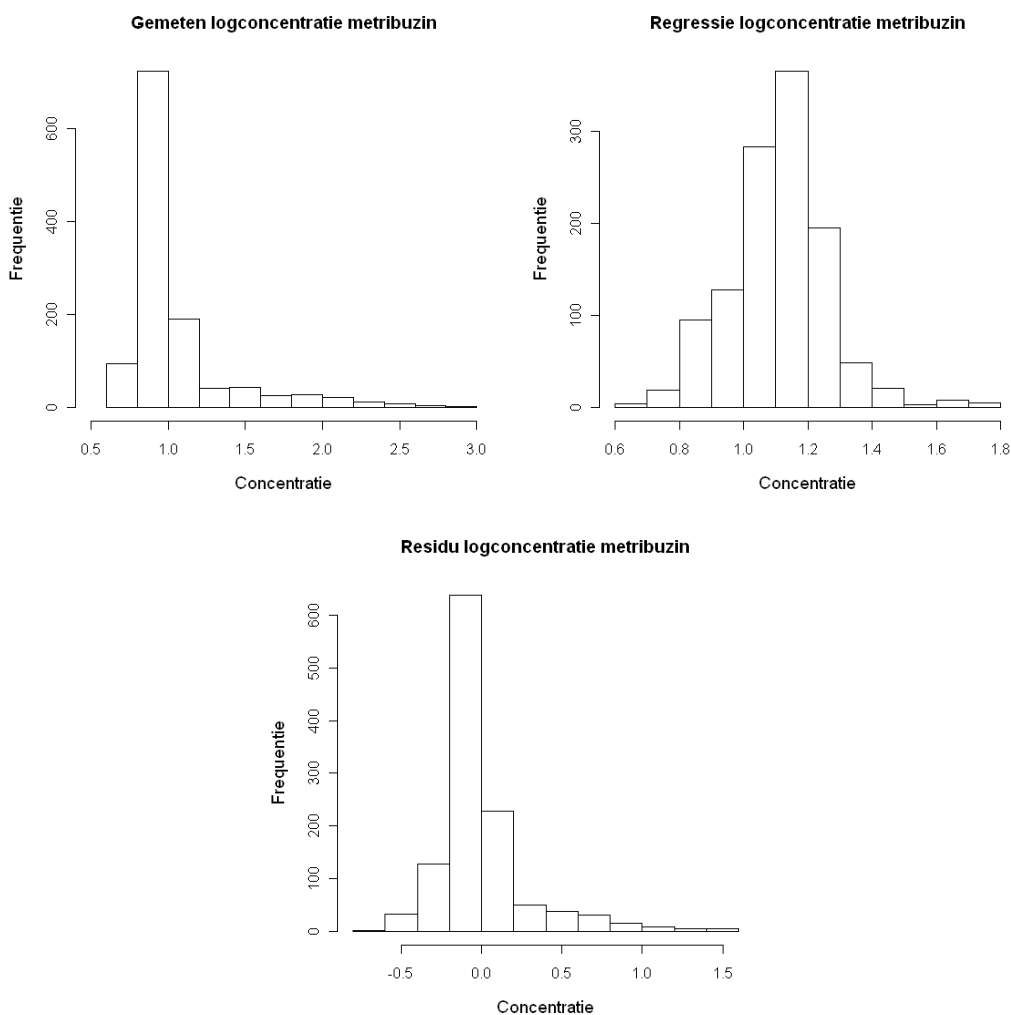
Figuur 7.3 Grafieken ter controle van het regressiemodel voor metribuzin: de residuen en de voorspelde waarde uitgezet tegen de waargenomen waarden.

7.3 Ruimte-tijd kriging en opschaling

Ruimte-tijd semivariogram

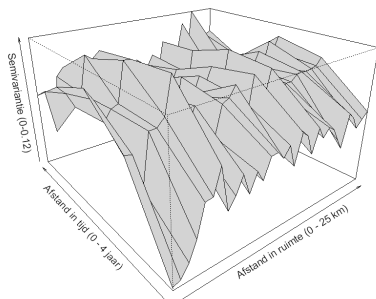
Voor alle BMA-waarnemingspunten waarvoor seizoensgemiddelde concentraties metribuzin in de periode 1997 tot en met 2006 beschikbaar zijn is de voorspelling volgens het regressiemodel uit paragraaf 7.2 en het verschil tussen het 'gemeten' seizoensgemiddelde en de regressievoorspelling (het residu) berekend. Histogrammen van de gemeten waarde, de regressievoorspellingen en het residu zijn gegeven in Figuur 7.4 (de eerste is ook gegeven in Figuur 7.2 maar is opnieuw toegevoegd om vergelijking te vergemakkelijken). Zoals verwacht is de spreiding in de metingen groter dan die in de voorspellingen van het regressiemodel en die van het residu. Zowel de metingen als de regressievoorspellingen zijn gecentreerd rond dezelfde waarde van ongeveer 1.2. De regressievoorspellingen zijn minder scheef verdeeld dan de metingen. Het residu is niet normaal verdeeld maar toch redelijk symmetrisch verdeeld rond nul en heeft geen opvallende uitbijters.

Het ruimte-tijd experimenteel semivariogram van het residu is gegeven in Figuur 7.5. Er is zowel ruimtelijke als temporele correlatie, waarbij de correlatielengte in de tijd ongeveer twee jaar en in de ruimte ongeveer 5 km bedraagt. Temporele en ruimtelijke variabiliteit blijken redelijk met elkaar in evenwicht, gezien de even grote sills in ruimte en tijd. Het gefitte semivariogram dat ook wordt afgebeeld in Figuur 7.5 geeft een redelijke representatie van het experimentele semivariogram hoewel de nugget-variantie (de variatie op korte afstand in ruimte en/of tijd) ietwat wordt overschat.

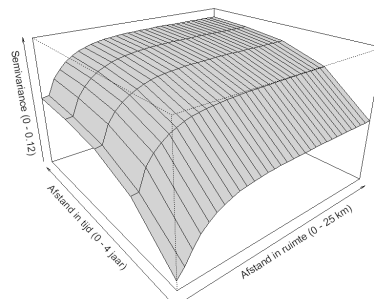


Figuur 7.4 Histogrammen van de gemeten seizoensgemiddelde concentratie metribuzin, de voorspelling volgens het regressiemodel en het residu van de regressie (steeds uitgedrukt in $^{10}\log$ ng/liter). Betreft die BMA-punten in de periode 1997-2006 waarvoor het seizoensgemiddelde berekend is.

3D experimenteel semivariogram residu metribuzin



3D gefit semivariogram residu metribuzin



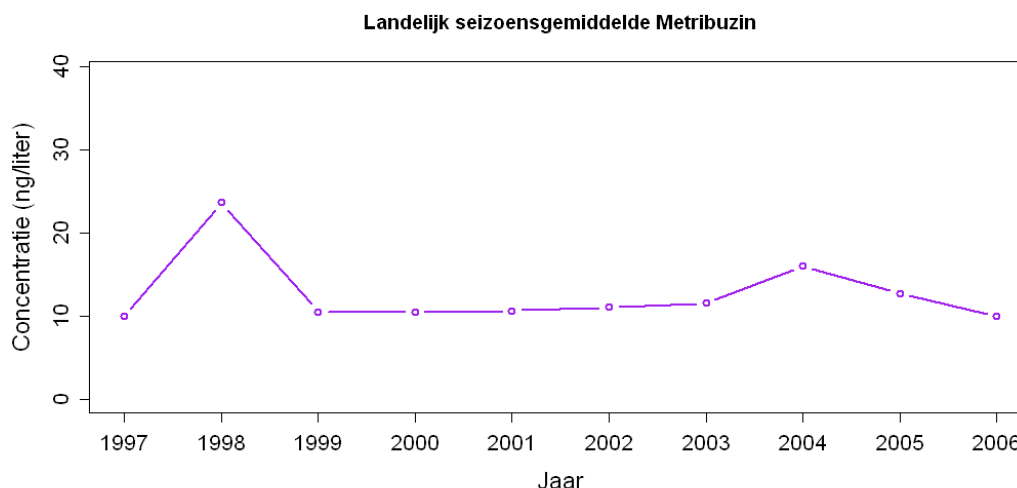
Figuur 7.5 Ruimte-tijd semivariogram van het residu van metribuzin. Links het experimenteel semivariogram, rechts het gefitte model.

Ruimte-tijd interpolatie

Interpolatie van het residu in ruimte en tijd levert voorspellingen voor heel Nederland voor alle tien jaren op, met bijbehorende standaardafwijkingen. Als de kriging kaarten worden opgeteld bij de uitkomst van het regressiemodel dan geeft dit kaarten van de voorspelde (log-getransformeerde) concentratie voor elk jaar. De kaarten met voorspellingen volgens alleen de regressie, regressie gecombineerd met kriging en een kaart van de standaardafwijking per jaar zijn gegeven in Bijlage 5. De verschillen tussen de uitkomst van de regressie en van regressie gecombineerd met kriging zijn klein en beide kaarten geven vergelijkbare ruimtelijke patronen. Het belangrijkste verschil is een verandering in de voorspelde waarde in de buurt van meetlocaties, omdat dat gebieden zijn waar de ruimte-tijd correlaties het sterkst zijn en kriging van het residu de grootste afwijking van nul geeft. Dit komt in de figuren tot uitdrukking als 'eilandjes' met verhoogde dan wel verlaagde waarden ten opzichte van de directe omgeving. De voorspelde waarden in 1998 zijn groter dan voor andere jaren. De IJsselmeerpolders hebben voor alle jaren een hogere waarde dan de rest van Nederland, en Zuid-Nederland in mindere mate. Hier is de invloed van de landgebruikskaart (LBG14_NR, zie Bijlage 2) goed te zien. Als gevolg van de kriging heeft Zeeland verhoogde waarden in 2004 en Limburg en Zuidoost-Brabant in 2006. De kriging standaardafwijking is klein ten opzichte van de voorspelde waarde. Op de logschaal zijn de schattingen van de seizoensgemiddelde concentratie dus redelijk betrouwbaar.

Aggregatie naar landelijke waarden

Ten behoeve van de ruimtelijke aggregatie van de regressie-kriging uitkomsten worden de logconcentraties eerst teruggetransformeerd. Zoals in paragraaf 6.4 is aangegeven geeft de gangbare terugtransformatie waarbij de antilog van de voorspelde waarde wordt genomen de mediane concentratie, welke kleiner is dan de gemiddelde concentratie (zie ook verderop). Als deze concentratie per locatie, jaar en watertypecategorie wordt vermenigvuldigd met het watervolume, vervolgens per jaar voor alle locaties (kilometerhokken) bij elkaar opgeteld en gedeeld door het totale watervolume, dan resulteert de tijdreeks gegeven in Figuur 7.6. Evenals de al eerder gesignaleerde hoge waarde voor 1998 is ook voor 2004 een lichtelijk verhoogde landelijk gemiddelde concentratie waarneembaar, dit keer veroorzaakt door relatief hoge concentraties gemeten in Zeeland. Vanaf 2004 is een afname van de landelijk gemiddelde concentratie waarneembaar.



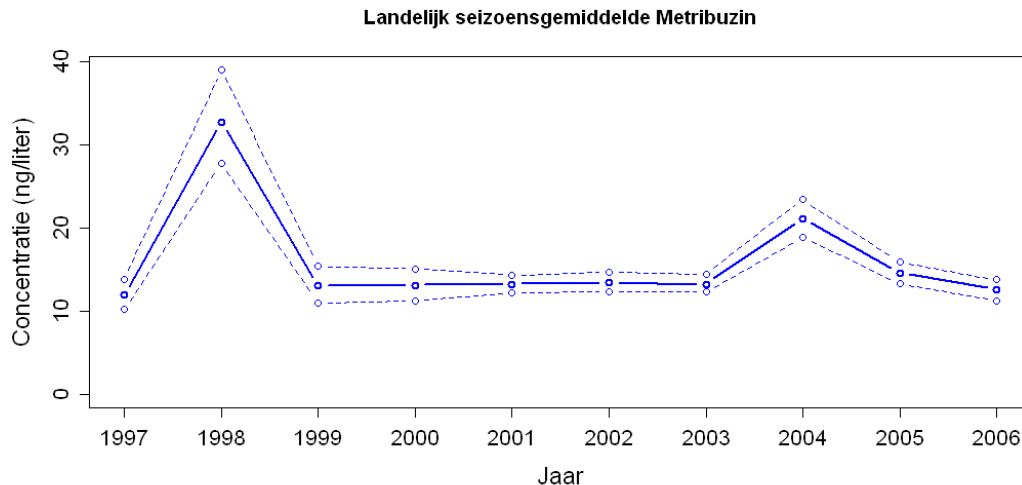
Figuur 7.6 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie metribuzin in het Nederlandse oppervlaktewater, zoals verkregen door gangbare terugtransformatie van logconcentraties verkregen met regressie-kriging.

Aggregatie met simulaties en kwantificering van onzekerheid

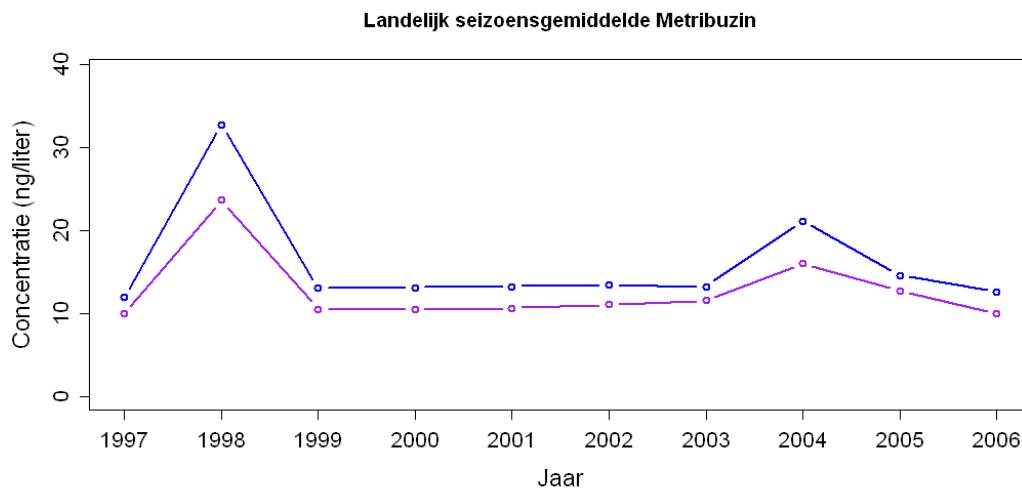
Om ook de onzekerheid in de landelijk geaggregeerde waarden te kunnen berekenen en de systematische onderschatting ten gevolge van gangbare terugtransformatie te vermijden is zoals in Hoofdstuk 6 is uitgelegd een methode gebruikt die met stochastische simulatie een groot aantal (M) realisaties ('mogelijke werkelijkheden') uit het ruimte-tijd residu genereert, deze optelt bij de uitkomst van de regressie, en per realisatie het landelijk gemiddelde berekent. Dit levert M mogelijke landelijke gemiddelden per jaar op, die de kansverdeling van het werkelijke landelijk gemiddelde voorstelt. In dit onderzoek is $M=100$ gebruikt.

Figuur 7.7 geeft de voorspelde landelijk gemiddelde seizoensgemiddelde concentratie van metribuzin met de grenzen van een 95%-predictie-interval. Opvallend is de nauwe bandbreedte, die aangeeft dat de voorspellingen nauwkeurig zijn en dat de afwijkingen van het temporeel gemiddelde in 1998 en 2004 significant zijn. Merk echter op dat deze nauwkeurigheid is berekend op basis van de gemaakte modelveronderstellingen (zie ook de discussie in Hoofdstuk 9). De aldus verkregen voorspelling van het landelijk gemiddelde wordt in Figuur 7.8 vergeleken met de voorspelling verkregen via kriging (overgenomen uit Figuur 7.6). De systematische onderschatting ten gevolge van directe terugtransformatie van kriging resultaten wordt met deze figuur bevestigd en gekwantificeerd.

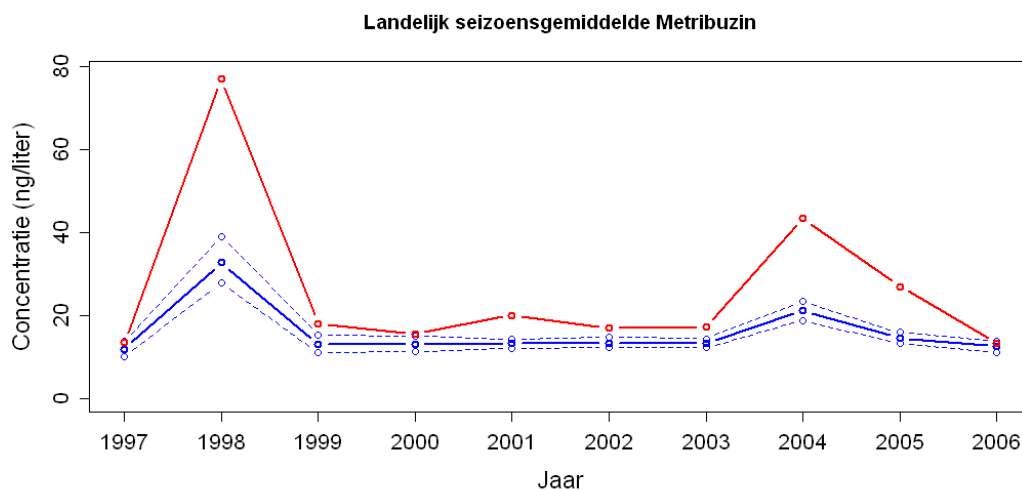
Figuur 7.9 maakt de vergelijking tussen de met regressie-kriging verkregen landelijk gemiddelden en de uitkomsten verkregen met 'naïeve' opschaling, verkregen door ongewogen middeling van alle 'gemeten' seizoensgemiddelde concentraties in elk jaar. Het temporeel patroon komt overeen maar er zijn ook grote verschillen. Naïeve opschaling leidt tot een systematische overschatting voor alle jaren en een zeer grote overschatting in 1998 en 2004. Hier wreekt zich dat in 1998 alleen in de Flevopolders en de Achterhoek is gemeten, zodat de hoge meetwaarden in de Flevopolders het landelijke beeld overheersen. In 2004 krijgen de metingen in Zeeland een onevenredige bijdrage aan het landelijk gemiddelde. Een verklaring voor de systematische overschatting van het landelijk gemiddelde met naïeve opschaling is niet gemakkelijk gegeven.



Figuur 7.7 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie metribuzin in het Nederlandse oppervlaktewater. Doorgetrokken lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, de gestreepte lijnen geven de grenzen van een 90-procents predictie-interval (onderste lijn is het 5-percentiel, bovenste het 95-percentiel).



Figuur 7.8 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie metribuzin in het Nederlandse oppervlaktewater. Blauwe lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, paarse lijn de kriging uitkomst (zie ook Figuur 7.6). De systematische onderschatting ten gevolge van gangbare terugtransformatie van gekrigede logconcentraties wordt bevestigd.



Figuur 7.9 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie metribuzin in het Nederlandse oppervlaktewater. Blauwe lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, rode lijn de uitkomst van 'naïeve' opschaling van metingen. Gestreepte lijnen zijn de grenzen van het 90%-voorspellingsinterval.

7.4 Bespreking van uitkomsten

De uitkomsten van de multipel regressie laten zien dat meerdere verklarende variabelen een statistisch significante invloed hebben op de log-getransformeerde seizoensgemiddelde concentratie metribuzin. Het jaar van de metingen is de belangrijkste verklarende variabele, gevolgd door de landbouwregio en in mindere mate het landbouwareaal. Jaren 1997 en 2004 hebben inderdaad een grotere regressiecoëfficiënt (zie Bijlage 4), evenals landbouwregio 6 (IJsselmeerpolders) en 14 (Zuid-Limburg). Het landbouwareaal heeft zoals verwacht mocht

worden een positieve regressiecoëfficiënt. De negatieve regressiecoëfficiënten van Drainage en Helling zijn niet zoals verwacht maar dit is niet ongebruikelijk bij meervoudige regressie, waarin onderlinge correlaties tussen verklarende variabelen het teken van de regressiecoëfficiënten kunnen beïnvloeden. Opmerkelijk is dat geen van de NMI-variabelen in het model worden geselecteerd. Het percentage verklaarde variantie van 21.3% is teleurstellend laag: een groot deel van de variatie in de concentraties kan niet worden verklaard door de beschikbaar gestelde verklarende variabelen. Dit blijkt ook uit de lage univariate correlaties en grote spreidingen in de scatter plots gepresenteerd in Bijlage 4. Een mogelijke verklaring is het grote aantal waarnemingen beneden de rapportagegrens dat de vastgestelde relaties mogelijk nadelig beïnvloedt. Daarnaast zijn interacties niet meegenomen, waardoor de flexibiliteit van het model negatief is beïnvloed.

Dat een grotere correlatie tussen de waargenomen seizoensgemiddelde concentraties en de NMI-uitkomsten verwacht had mogen worden blijkt uit een visuele vergelijking. De kaarten van enerzijds de 'gemeten' seizoensgemiddelde concentraties (Bijlage 3) en anderzijds de drift (DRIFT_METR2) en seizoensgemiddelde concentratie metribuzin volgens NMI (UITOPW_METR2) (Bijlage 2) laten duidelijke overeenkomsten zien. In beide gevallen worden hoge waarden vooral aangetroffen in Zeeland en in de Flevopolders. Echter, er is een aanzienlijke temporele variabiliteit in de metingen: hoge concentraties in regio's in het ene jaar kunnen worden afgewisseld door lage waarden in het andere jaar. Deze temporele variabiliteit doet afbreuk aan de voorspelkracht van de NMI-uitkomsten omdat we slechts NMI-uitvoer voor het ene jaar 2004 hebben meegenomen.

Het residu van de regressie blijkt ruimtelijk en temporeel gecorreleerd zodat de ruimte-tijd interpolatie van het residu toegevoegde waarde heeft en leidt tot wijzigingen in de ruimte-tijd patronen in de seizoensgemiddelde concentratie. Toch blijken de wijzigingen verhoudingsgewijs gering, getuige de grote overeenkomsten tussen de regressie en regressie-kriging figuren gepresenteerd in Bijlage 5. Dit wordt waarschijnlijk verklaard door de kleine temporele en ruimtelijke ranges, die aangeven dat ruimte-tijd correlaties niet ver reiken. Als gevolg hiervan is de invloed van een 'meting' beperkt tot een kleine omgeving rondom het punt (in ruimte en tijd). Dit verklaart ook dat de kaarten in Bijlage 5 worden gedomineerd door de invloed van het jaar en de landbouwregio.

De breedte van het voorspellingsinterval rondom de voorspelde landelijke waarde is klein. Dit impliceert dat de voorspellingen nauwkeurig zijn en daarmee ook dat de verhoogde waarden in 1998 en 2004 statistisch significant zijn. Echter, hierbij moet aangetekend dat het voorspellingsinterval is gebaseerd op diverse aannames die in de modellering zijn gemaakt. De belangrijkste aanname is dat het residu van de regressie normaal verdeeld is verondersteld, met gemiddelde nul en ruimte-tijd covariantiefunctie zoals gepresenteerd in Figuur 7.5. Kritische analyse van de gemaakte veronderstellingen is nodig om meer vertrouwen in de voorspellingen en bijbehorende voorspellingsintervallen te krijgen (zie ook de discussie hierboven). Echter, het is belangrijk erop te wijzen dat de 'model-based' benadering zoals gevolgd in dit onderzoek altijd bepaalde veronderstellingen zal moeten maken om uitkomsten te verkrijgen en dat die veronderstellingen lang niet altijd gemakkelijk verifieerbaar zijn. Als alternatief zou een 'design-based' benadering gevolgd kunnen worden, welke als belangrijk voordeel heeft dat hoegenaamd geen veronderstellingen worden gemaakt (De Gruijter *et al.*, 2006). Een essentiële voorwaarde van de design-based benadering is echter dat de waarnemingen via een kanssteekproef uit de populatie verkregen zijn, hetgeen hier niet het geval is. De design-based benadering is in het geval van de BMA dus geen reële optie.

8 Casus 2: carbendazim

Bij de keuze van de voorbeeldstoffen is in eerste instantie gekeken naar de intensiteit van de bemonstering in de periode 1997 t/m 2006. Om gebruik te kunnen maken van de NMI-resultaten als verklarende variabelen geldt als criterium dat de stof in 2004 is toegelaten als gewasbeschermingsmiddel. Naar aanleiding van het grote aandeel van de bepalingen kleiner of gelijk aan de rapportagegrens bij de eerste voorbeeldstof metribuzin (paragraaf 7.1) is een tweede voorbeeldstof gezocht met een groter aandeel daadwerkelijk gemeten waarden (dat wil zeggen metingen groter dan de rapportagegrens). Carbendazim blijkt dan een geschikte stof.

In paragraaf 8.1 wordt een samenvatting gegeven van het gebruik van de stof en de meest relevante emissies, en de meetgegevens in de BMA.

8.1 Exploratieve data-analyse

Carbendazim is een fungicide met een groot afzetvolume en toepassingen in een groot aantal gewassen binnen de open en bedekte teelten. De toelating van carbendazim is met ingang van 1 januari 2008 ingetrokken. Carbendazim ontstaat ook bij de afbraak van de werkzame stoffen thiofanaat-methyl en benomyl.

In Tabel 8.1 is het totaal aantal gegevens van carbendazim in de BMA verdeeld over het aantal bepalingen kleiner of gelijk aan de rapportagegrens en de daadwerkelijk gemeten waarden. In 62% van het aantal monsters is carbendazim aangetroffen (> rapportagegrens). Ook aangegeven is de verdeling van de bepalingen kleiner dan of gelijk aan de rapportagegrens en de daadwerkelijk gemeten waarden over de meetlocaties. In 18% van het aantal BMA-punten met gegevens is carbendazim geen enkele keer aangetroffen (alle metingen \leq rapportagegrens).

Tabel 8.1 Verdeling van de meetgegevens carbendazim in de BMA over het aantal bepalingen onder of boven de rapportagegrens, en de verdeling van de resultaten over de BMA-punten (periode 1997 t/m 2006).

	\leq rapportagegrens	> rapportagegrens		totaal
Aantal analyses	3596 (38%)	5899 (62%)	-	9495
	uitsluitend \leq rapportagegrens	uitsluitend > rapportagegrens	zowel \leq als > rapportagegrens	totaal
Aantal punten	145 (18%)	198 (24%)	483 (58%)	826

In Tabel 8.2 is de ruimtelijke verdeling van de meetgegevens carbendazim in de BMA over de watertypen gegeven. In Tabel 8.3 is deze verdeling geaggregeerd naar de watertype-categorieën die als verklarende variabelen in het model zijn gebruikt (zie paragraaf 5.2).

Tabel 8.2 Verdeling van meetgegevens carbendazim in de BMA over de watertypen (periode 1997-2006)

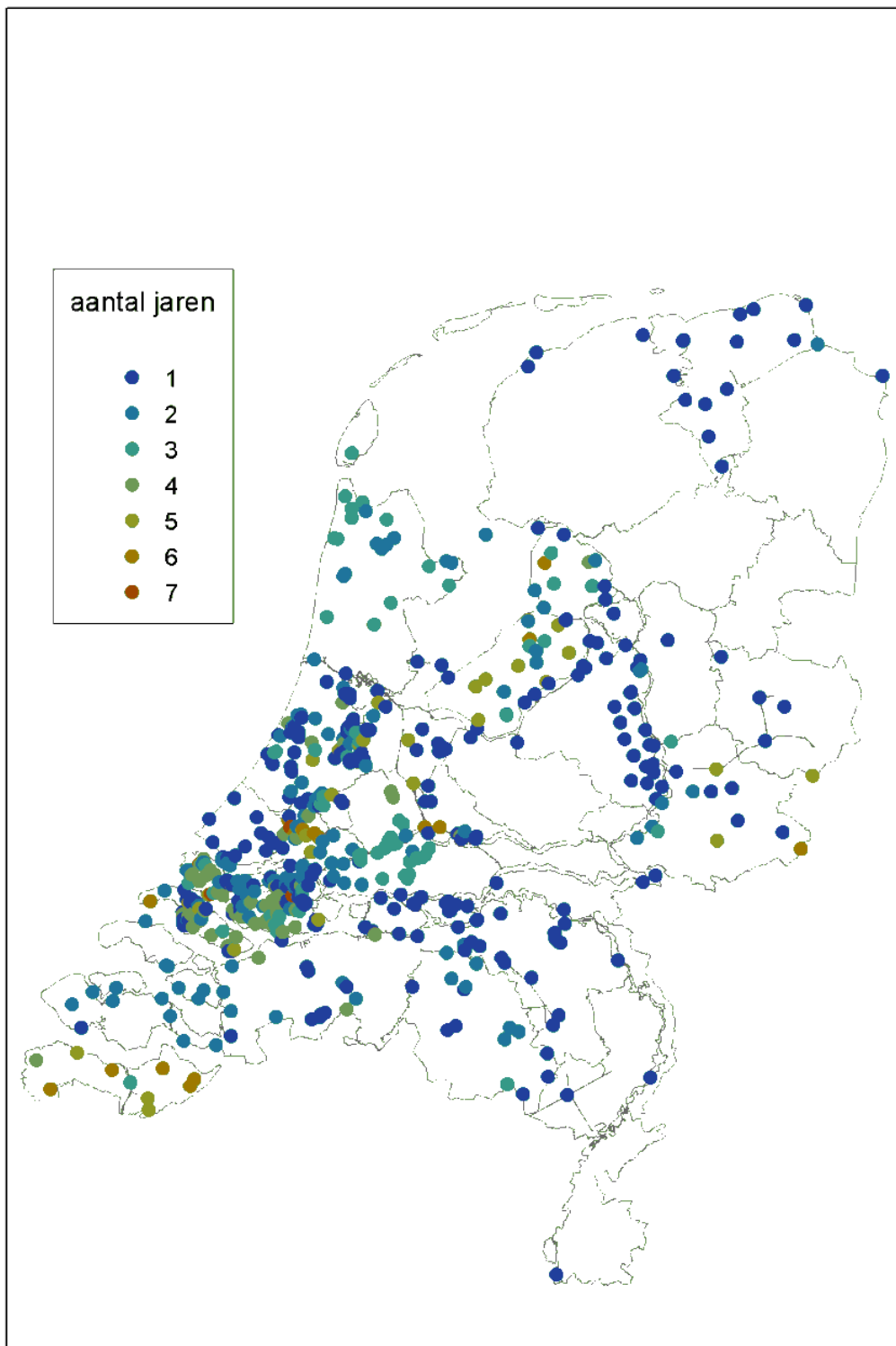
Watertype	Categorienr.	≤ rapportagegrens	> rapportagegrens	Totaal	(%)
MSL_top10	1	1669	2266	3935	41.4
MKA	2	564	1289	1853	19.5
MSL	1	411	1302	1713	18.0
MBR	2	321	411	732	7.7
RBL	4	202	129	331	3.5
RMB	4	115	125	240	2.5
RRV	4	58	177	235	2.5
MKO	3	91	66	157	1.7
MMO	3	70	37	107	1.1
MKV	3	56	20	76	0.8
MGD	5	11	22	33	0.3
OTY	5	3	20	23	0.2
MVN	3	17	1	18	0.2
MMD	3	2	14	16	0.2
MWR	4	3	7	10	0.1
OVE	5	0	8	8	0.1
RRS	4	3	3	6	0.1
RBS	4	0	2	2	0.0
Totaal		3596	5899	9495	100.0

Tabel 8.3 Verdeling van meetgegevens carbendazim in de BMA over de watertypecategorieën (periode 1997-2006).

	Categorie	≤ rapportagegrens	> rapportagegrens	Totaal	(%)
1	sloten	2080	3568	5648	59.5
2	kanalen en brakke wateren	885	1700	2585	27.2
3	meren en vennen	236	138	374	3.9
4	stromende wateren, rivieren	381	443	824	8.7
5	buiten doelpopulatie	14	50	64	0.7
	Totaal	3596	5899	9495	100.0

De kaart van Figuur 8.1 toont per BMA-punt het aantal jaren waarvoor een gemiddelde concentratie carbendazim is berekend volgens de methode beschreven in paragraaf 4.2. In Bijlage 6 is de verdeling van de meetgegevens carbendazim over de BMA-punten weer gegeven op jaarbasis, in kaartjes van de logwaarde van de seizoensgemiddelde meetwaarde.

De rapportagegrens is afhankelijk van de analysemethode en kan per waterbeheerder en van jaar tot jaar verschillen. In Tabel 8.4 is de verdeling van de rapportagegrens gegeven. Daaruit blijkt dat sommige rapportagegrenzen extreem hoog zijn ten opzichte van de gemiddelde gemeten concentraties, die tussen de 100-200 ng/l liggen (zie Hoofdstuk 8.3). Om die reden is besloten waarnemingen met een rapportagegrens > 100 ng/l niet op te nemen in de analyse. Ook de gegevens met rapportagegrens = 0 ng/liter zijn niet gebruikt.



Figuur 8.1 Het aantal jaren per BMA-punt waarin voor carbendazim een gemiddelde van de meetwaarden is berekend (periode 1997 t/m 2006; brongegevens BMA).

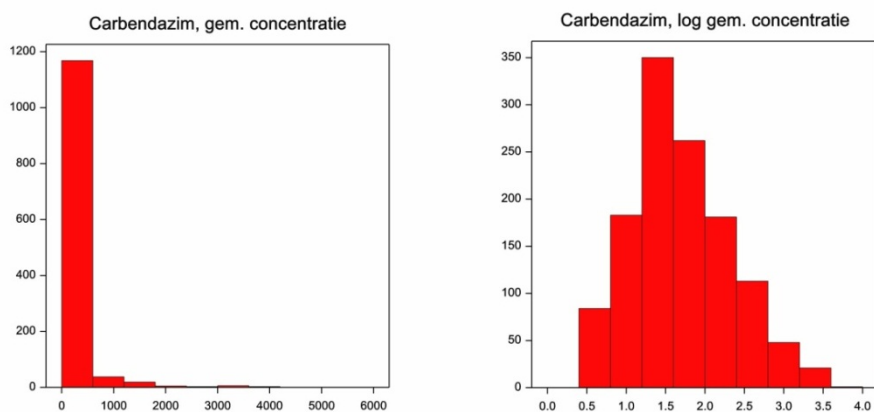
Tabel 8.4 Verdeling van de rapportagegrens van de gegevens carbendazim in de BMA (periode 1997-2006).

(ng/liter)	Aantal	(ng/liter)	Aantal	(ng/liter)	Aantal
0	44	200	45	560	1
1	95	210	1	580	1
5	17	220	1	600	2
10	920	230	1	610	1
20	832	240	1	640	1
30	88	250	7	650	1
40	44	300	10	660	1
50	1285	310	1	670	1
60	18	320	1	710	1
70	10	330	1	750	2
80	4	350	2	800	3
90	6	370	1	840	1
100	67	380	2	860	1
110	6	400	5	1000	4
120	2	430	1	1300	1
130	1	450	3	1600	1
140	1	470	1	1800	1
150	31	480	2	2000	1
170	1	500	5	2900	1
180	2	510	1	4210	1
190	1	520	1	4300	1
				Totaal	3596

8.2 Regressieanalyse

Transformatie doelvariabele

De invloed van de log-transformatie op de seizoensgemiddelde concentraties van carbendazim laat zich aflezen aan Figuur 8.2. Het is duidelijk dat de transformatie leidt tot een vrijwel normale verdeling, hoewel de linkerstaart ontbreekt.



Figuur 8.2 Frequentieverdeling van de gemiddelde seizoensconcentratie van carbendazim. De linker figuur geeft de verdeling van de ongetransformeerde concentraties in ng/liter. De rechter de \log_{10} getransformeerde concentraties.

Selectie aggregatieniveau verklarende variabelen

Voor de selectie van de schaalvariant bij de acht variabelen zoals beschreven in paragraaf 5.2 is gebruik gemaakt van scatter plots. Deze zijn afgebeeld in Bijlage 7.

In geval van carbendazim leidt de selectie tot de volgende variabelen:

- Oppervlak landbouw (ha);
- Hellingpercentage;
- Gemiddelde oppervlak stedelijk gebied per afwateringseenheid AE (ha);
- Gemiddelde oppervlak kale grond, bos en natuur per AE (ha);
- Gemiddelde oppervlak voorzien van buisdrainage per AE (ha);
- Gemiddelde van de som slootlengte binnen een straal van 10 km;
- Gemiddelde organische stofgehalte (%) in de bouwvoor landbouw binnen een straal van 10 km;
- Gemiddelde bodem pH in de bouwvoor binnen een straal van 10 km.

Er zijn dus zowel variabelen op het schaalniveau van het kilometerhok als op dat van de afwateringseenheid en op dat van 10 km rond het meetpunt gekozen.

Stapsgewijze regressie

De stapsgewijze regressieanalyse leverde de twaalf onderstaande variabelen op.

Wald tests for dropping terms

Term	Wald statistic	d.f.	F statistic	F pr.
LBG14_NR	105.67	13	8.13	<0.001
log_opwa	118.31	1	118.31	<0.001
JAAR	59.09	9	6.57	<0.001
AEavg_KAALBOSNAT	16.82	1	16.82	<0.001
R10_ORGSTOF	10.49	1	10.49	0.001
log_afspoel	6.54	1	6.54	0.011
R10_DRAINAGE	13.51	1	13.51	<0.001
log_uit	8.42	1	8.42	0.004
WATERTCAT	8.74	3	2.91	0.033
LANDBOUW	6.09	1	6.09	0.014
log_drift	3.69	1	3.69	0.055
R10_pH	3.64	1	3.64	0.057

Model

Bovenstaande heeft geleid tot het volgende complete model:

Regression analysis

Response variate: log_gem

Fitted terms: Constant + LBG14_NR + log_opwa + JAAR + AEavg_KAALBOSNAT + R10_ORGSTOF + log_afspoel + R10_DRAINAGE + log_uit + WATERTCAT + LANDBOUW + log_drift + R10_pH

Summary of analysis

Source	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Regression	34	196.3	5.7735	23.40	<.001
Residual	1193	294.4	0.2467		
Total	1227	490.7	0.3999		

Percentage variance accounted for 38.3

Standard error of observations is estimated to be 0.497.

d.f. = aantal vrijheidsgraden

s.s. = kwadraatsom

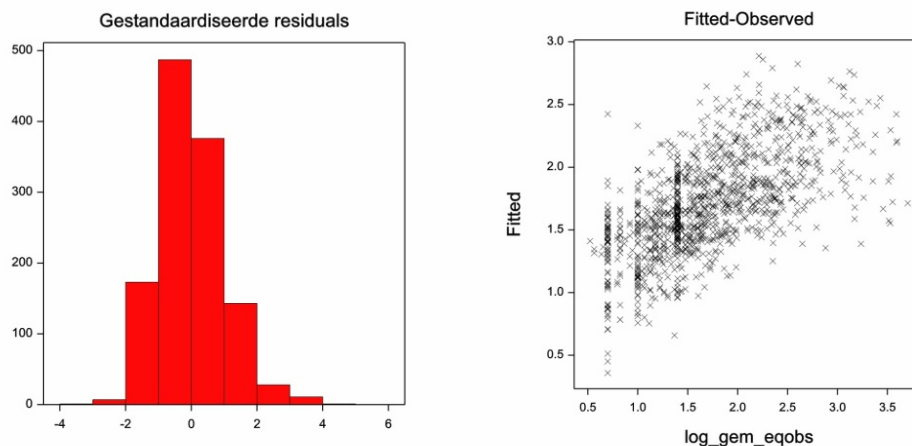
m.s. = gemiddelde kwadraatsom (ss/df)

v.r. = verhouding gemiddelde kwadraatsommen

(ms (regression) / ms (residual))

F pr. = p-waarde van de F-toets

De variantie in de gemiddelde seizoensconcentraties van carbendazim die door het complete regressiemodel wordt verklaard is 38.3%. De geschatte parameters (de β 's in formule 5.1 en 6.1) van de regressievergelijking staan in Bijlage 7. Zoals uit Figuur 8.3 blijkt zijn de residuen van dit model behoorlijk normaal verdeeld.



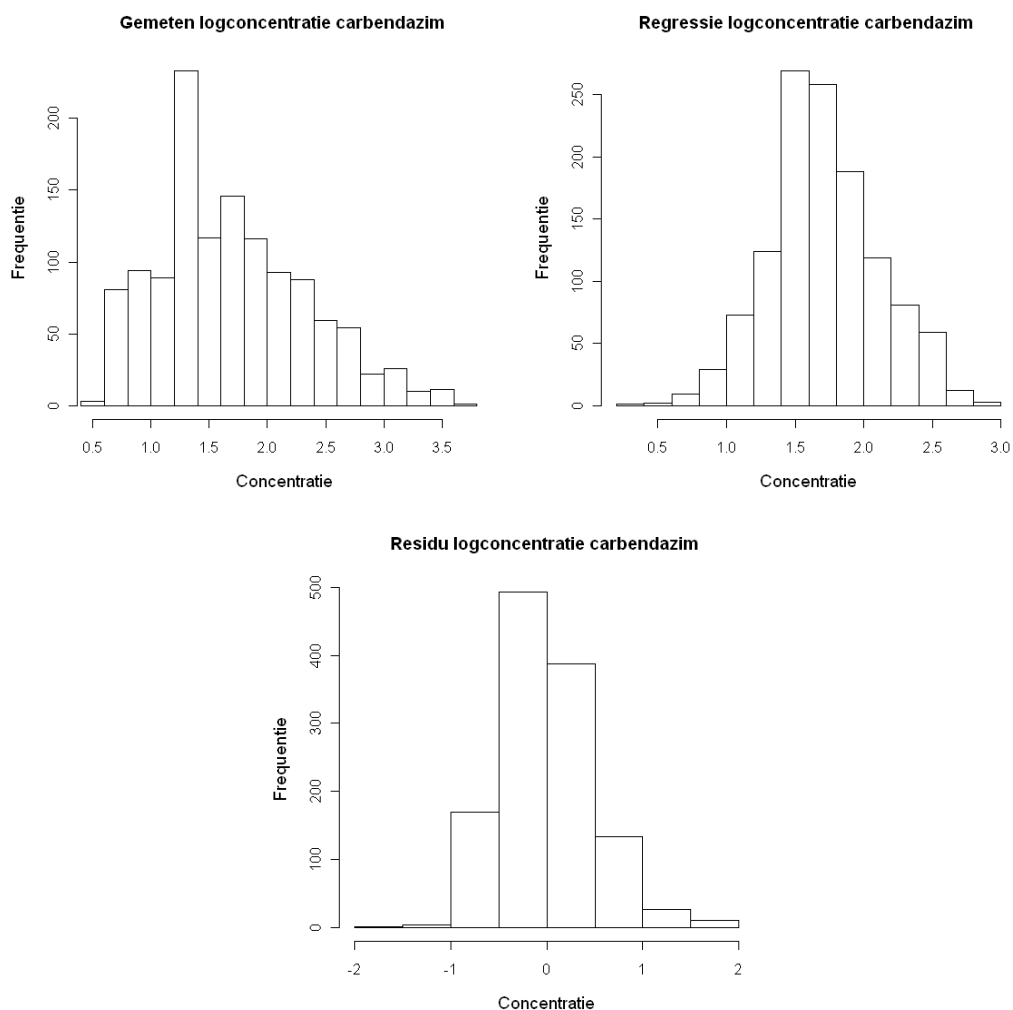
Figuur 8.3 Grafieken ter controle van het model voor carbendazim; links de residuen, rechts de voorspelde waarde uitgezet tegen de waargenomen waarden.

8.3 Ruimte-tijd kriging en opschaling

Ruimte-tijd semivariogram

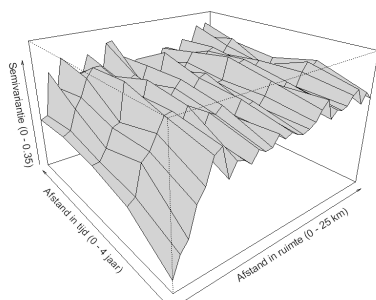
Voor alle BMA-waarnemingspunten waarvoor seizoensgemiddelde concentraties carbendazim in de periode 1997 tot en met 2006 beschikbaar zijn, is de voorspelling volgens het regressiemodel uit paragraaf 8.2 en het verschil tussen het 'gemeten' seizoensgemiddelde en de regressievoorspelling (het 'residu') berekend. Histogrammen van de gemeten waarde, de regressievoorspellingen en het residu zijn gegeven in Figuur 8.4. Zoals verwacht is de spreiding in de metingen groter dan die in de voorspellingen van het regressiemodel en die van het residu. Zowel de metingen als de regressievoorspellingen zijn gecentreerd rond dezelfde waarde van ongeveer 1.7. De regressievoorspellingen zijn minder scheef verdeeld dan de metingen. Het residu is symmetrisch verdeeld rond nul en heeft geen opvallende uitbijters. Het is beduidend minder scheef verdeeld dan het residu van metribuzin (zie Figuur 7.4).

Het ruimte-tijd semivariogram van het residu is gegeven in Figuur 8.5. Er is zowel ruimtelijke als temporele correlatie, waarbij de correlatielengte in de tijd ongeveer twee jaar en in de ruimte ongeveer zeven km bedraagt. Temporele variabiliteit blijkt minder groot dan ruimtelijke variabiliteit, gegeven de lagere marginale temporele sill van het semivariogram. Het gefitte semivariogram dat ook in Figuur 8.5 is afgebeeld geeft een redelijke representatie van het experimentele semivariogram.

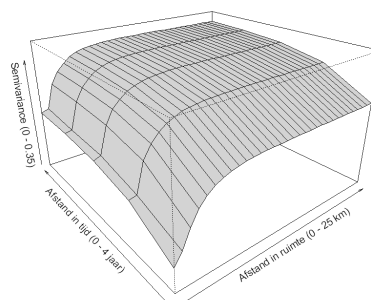


Figuur 8.4 Histogrammen van de gemeten seizoensgemiddelde concentratie carbendazim, de voorspelling volgens het regressiemodel en het residu van de regressie (steeds uitgedrukt in $10 \log \text{ ng/liter}$). Betreft die BMA-punten in de periode 1997-2006 waarvoor het seizoensgemiddelde berekend is.

3D experimenteel semivariogram residu carbendazim



3D gefit semivariogram residu carbendazim



Figuur 8.5 Ruimte-tijd semivariogram van het residu van carbendazim. Links het experimenteel semivariogram, rechts het gefitte model.

Ruimte-tijd interpolatie

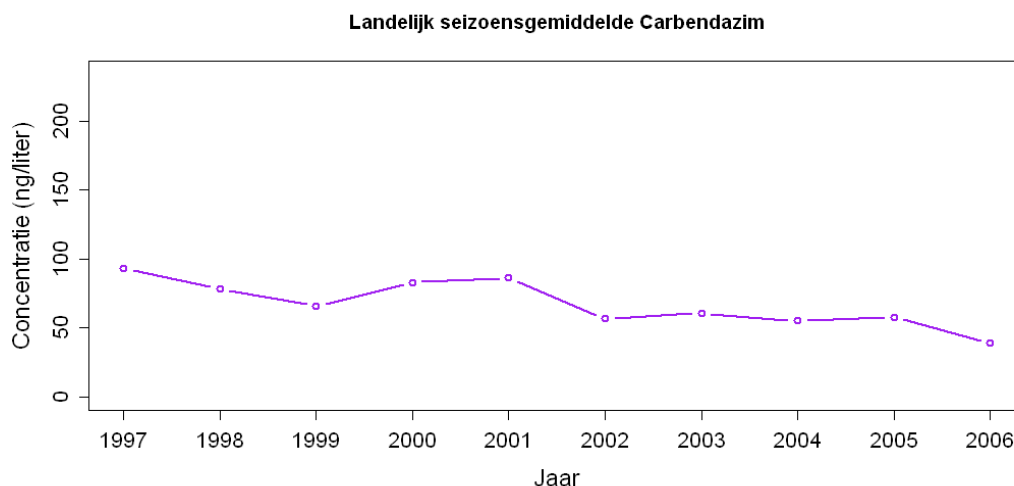
Kaarten met voorspellingen volgens alleen de regressie, regressie gecombineerd met kriging en een kaart van de standaardafwijking per jaar voor carbendazim zijn gegeven in Bijlage 8. In tegenstelling tot bij metribuzin zijn dit steeds vier kaarten per jaar omdat watertypecategorie één van de geselecteerde verklarende variabelen is. Verhoudingsgewijs hoge waarden worden aangetroffen in het westen en zuiden van Nederland (uitgezonderd Zuid-Limburg), en in de Noordoostpolder. Op de Veluwe zijn de concentraties laag.

Net als voor metribuzin zijn de verschillen tussen de uitkomst van de regressie en van regressie gecombineerd met kriging klein. Beide kaarten geven steeds vergelijkbare ruimtelijke patronen. Visuele vergelijking van de uitkomsten voor de verschillende jaren laat zien dat de concentraties in de jaren 2000 en 2001 iets boven het gemiddelde liggen en dat 2006 een lichte afname laat zien.

De kriging standaardafwijking is net als in het geval van metribuzin klein ten opzichte van de voorspelde waarde.

Aggregatie naar landelijke waarden

Terugtransformatie van de regressie-kriging uitvoer, gevolgd door aggregatie naar een landelijke waarde met medeneming van het watervolume resulteert in de tijdreeks gegeven in Figuur 8.6. De regressie-kriging uitkomsten wijzen op een geleidelijke afname van de stof in het Nederlandse oppervlaktewater vanaf 2001.

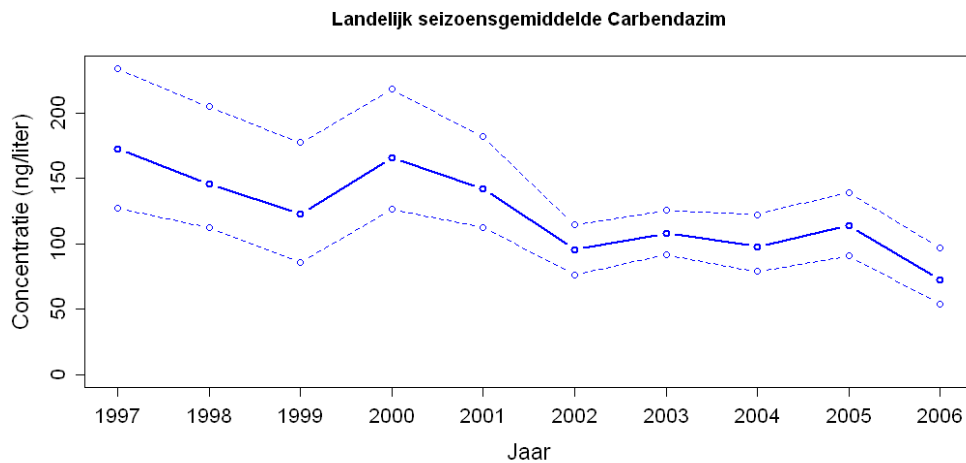


Figuur 8.6 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim in het Nederlandse oppervlaktewater (excl. watertypecategorie 2), zoals verkregen door gangbare terugtransformatie van logconcentraties verkregen met regressie-kriging.

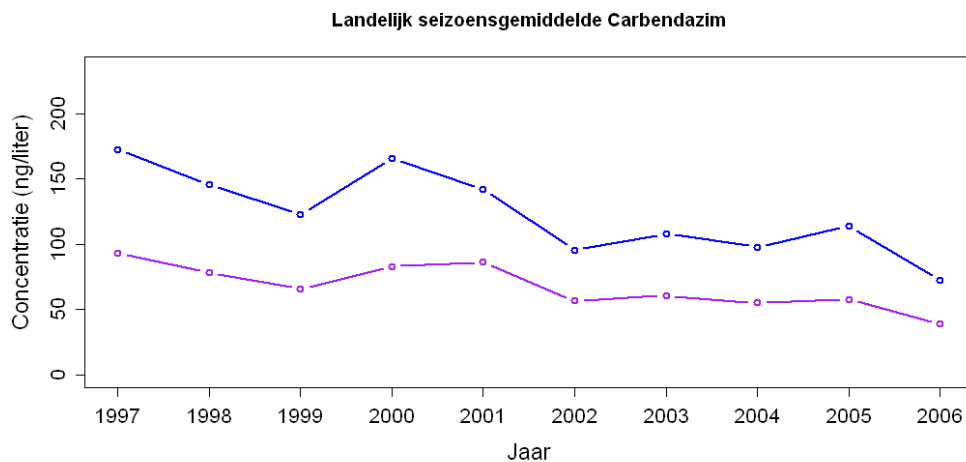
Aggregatie met simulaties en kwantificering van onzekerheid

De via stochastische simulatie verkregen landelijke waarden met het 90%-voorspellingsinterval zijn gegeven in Figuur 8.7. Ten eerste valt op dat de trend sinds 2001 zoals gesignaleerd in Figuur 8.6 wordt bevestigd. Uit het voorspellingsinterval, dat in latere jaren steeds smaller wordt, blijkt ook dat de daling statistisch significant is. De systematische onderschatting ten gevolge van directe terugtransformatie van kriging resultaten zoals waargenomen voor metribuzin treedt ook op bij carbendazim, getuige Figuur 8.8. Voor carbendazim is het systematische verschil zelfs groter en zeker niet verwaarloosbaar.

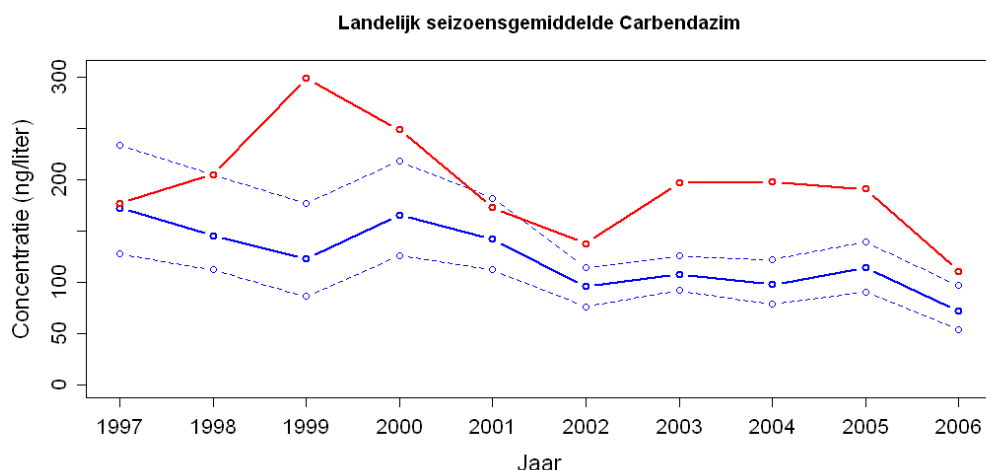
Figuur 8.9 maakt de vergelijking tussen de met regressie-kriging verkregen landelijk gemiddelden en de uitkomsten verkregen met 'naïeve' opschaling, verkregen door ongewogen middeling van alle 'gemeten' seizoensgemiddelde concentraties in elk jaar. De verschillen zijn groot. Temporele patronen zijn sterk afwijkend. Naïeve opschaling laat een piek zien in 1999, die niet wordt bevestigd door opschaling met regressie-kriging. Uit Bijlage 6 blijkt dat de piek in de naïeve opschaling wordt veroorzaakt door het kleine aantal metingen dat in een zeer beperkte regio in Zuid-Holland in 1999 is verzameld, dat vervolgens een te zwaar stempel drukt op het geschatte landelijk gemiddelde. Ook in de periode 2003-2005 geeft naïeve opschaling een ander beeld. Opvallend is verder dat naïeve opschaling net als in het geval van metribuzin een systematisch hogere schatting geeft dan opschaling met regressie-kriging. Het temporele beeld van de regressie-kriging laat een geleidelijke afname zien, terwijl naïeve opschaling een veel onrustiger beeld geeft, met een dip in 2002.



Figuur 8.7 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim in het Nederlandse oppervlaktewater (excl. watertypecategorie 2). Doorgetrokken lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, de gestreepte lijnen geven de grenzen van een 90-procents predictie-interval (onderste lijn is het 5-percentiel, bovenste het 95-percentiel).



Figuur 8.8 Tijdreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim in het Nederlandse oppervlaktewater (excl. watertypecategorie 2). Blauwe lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, paarse lijn de kriging uitkomst (zie ook Figuur 8.6). De systematische onderschatting ten gevolge van gangbare terugtransformatie van gekrigede logconcentraties wordt bevestigd.



Figuur 8.9 Tijdsreeks van het landelijk gemiddelde van de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim in het Nederlandse oppervlaktewater (excl. watertypecategorie 2). Blauwe lijn is het gemiddelde gebaseerd op stochastische simulaties, rode lijn de uitkomst van 'naïeve' opschaling van metingen. Gestreepte lijnen zijn de grenzen van het 90%-voorspellingsinterval.

8.4 Bespreking van uitkomsten

In vergelijking tot metribuzin wordt voor carbendazim een groter aantal verklarende variabelen gekozen. Het percentage verklaarde variantie is ook groter, hoewel nog steeds laag met 38.3%. De NMI-uitvoeren zijn in dit geval belangrijke verklarende variabelen, maar ook jaar, landbouwareaal en landbouwregio zijn geselecteerd, net als voorheen bij metribuzin. Ook watertypecategorie is significant, zodat in Bijlage 8 kaarten per watertypecategorie zijn gepresenteerd.

Ondanks het grotere percentage verklaarde variantie van de regressie is de nauwkeurigheid van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie van het Nederlandse oppervlaktewater voor carbendazim beduidend lager dan die voor metribuzin. Mogelijk wordt dit verklaard oor de geringere autocorrelatie van het residu van de regressie (vergelijk figuren 7.5 en 8.5), zodat de kriging stap weinig informatie toevoegt. Toch is ook in het geval van carbendazim de nauwkeurigheid voldoende groot om een redelijk betrouwbaar beeld van de concentratie te krijgen en van het verloop van de concentratie in de tijd.

Het verschil tussen de landelijke waarde volgens de regressie-kriging en volgens de 'naïeve' opschaling is aanzienlijk, met name in 1999. Over de gehele tijdsperiode laat de regressie-kriging opschalingsmethode een geleidelijke daling zien. De gemiddelde concentratie neemt af van 170 ng/liter in 1997 tot 100 ng/liter in 2006. Overigens is deze concentratie ongeveer een factor vijf groter dan die van metribuzin.

9 Discussie en conclusies

In de voorgaande twee hoofdstukken zijn de uitkomsten van de regressie-kriging voor de twee voorbeeldstoffen gepresenteerd en bediscussieerd. Dit onderzoek heeft echter ook andere discussiepunten opgeleverd, die we in dit hoofdstuk zullen bespreken. We sluiten het hoofdstuk af met conclusies, waarbij we ook de in het eerste hoofdstuk gestelde onderzoeksvragen beantwoorden.

9.1 Discussie

Toepassing van het regressie-kriging model in Hoofdstukken 7 en 8 maakt duidelijk dat opschaling met regressie-kriging een duidelijk ander beeld van het verloop in de tijd van de concentratie van een stof in het Nederlandse oppervlaktewater oplevert dan naïeve opschaling van jaarlijkse gemiddelde waarnemingen. Hiermee is aangetoond dat naïeve opschaling geen geschikte manier is om een beeld van de landelijk gemiddelde concentratie en temporele trends van de gemiddelde concentratie te verkrijgen. Dit is ook niet verwonderlijk, immers een blik op de ruimtelijke verspreiding van de waarnemingspunten per jaar (Bijlagen 3 en 6) laat zien dat deze zelden gelijkmatig verspreid zijn over het hele land maar meestal slechts voor een klein aantal regio's beschikbaar zijn.

Opschaling met regressie-kriging corrigeert voor deze bemonsteringseffecten omdat het een model opstelt dat eerst voor al het oppervlaktewater van Nederland een voorspelling van de concentratie maakt en deze voorspellingen vervolgens aggregereert. Uiteraard maakt het model diverse aannames die de werkelijkheid geweld aan doen zodat ook deze uitkomsten kritisch moeten worden bekeken. Zo kunnen bemonsteringseffecten nog steeds van invloed zijn op de uitkomsten van het model, omdat de calibratie van het model (bv. schatting van de regressiecoëfficiënten behorend bij 'jaar') beïnvloed worden door de ruimtelijke verdeling van de meetgegevens. Bijvoorbeeld, voor metribuzin zijn de regressiecoëfficiënten van 'Jaar' in 1998 en 2004 verhoudingsgewijs groot (zie Bijlage 4), en ook dit is debet aan het feit dat in deze jaren in slechts een beperkt aantal regio's met hoge concentraties in de Flevopolders (1998) en Zeeland (2004). Toch is deze invloed veel geringer dan bij naïeve opschaling. Een belangrijk voordeel van de regressie-kriging methode is ook dat het de nauwkeurigheid van de opgeschaalde waarden kwantificeert met de onder- en bovengrenzen van een voorspellingsinterval. Hiermee is vast te stellen of temporele trends statistisch significant zijn. Belangrijke nadelen van de regressie-kriging methode zijn de eerder genoemde noodzakelijkheid van het maken van diverse aannames, de bewerkelijkheid van de methode en de eisen die het stelt aan het aantal beschikbare gegevens.

Wetende dat regressie-kriging beperkt wordt door het aantal beschikbare gegevens, op hoeveel stoffen uit de BMA zouden we deze techniek dan kunnen toepassen? Bijlage 9 geeft een overzicht van de in de BMA beschikbare metingen van alle stoffen. Van de 25 meest bemonsterde stoffen hebben we tevens berekend wat het aantal meetlocaties per jaar zou zijn als we dezelfde criteria zouden hanteren als toegepast bij metribuzin en carbendazim, namelijk alle extreme rapportagegrenzen weglaten en per groeiseizoen tenminste drie maanden met metingen. De resultaten staan in Tabel 9.1.

Tabel 9.1 Het aantal meetlocaties beschikbaar voor regressie-kriging voor de 25 meest bemeten stoffen uit de BMA.

STOF_NAAM_SAM	Gemiddeld	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
aldrin	106.0	69	94	50	171	124	148	89	92	120	103
atrazine	194.1	94	159	87	152	178	313	315	135	247	261
chloorfenvinfos	129.9	37	74	13	108	145	175	233	108	191	215
chloortoluron	126.1	72	117	68	124	122	186	217	125	90	140
chloridazon	159.5	110	98	65	114	153	206	238	155	196	260
diazinon	193.6	81	133	91	220	192	295	301	169	196	258
dichloorvos	159.6	99	135	82	213	130	191	290	170	118	168
dieldrin	106.0	69	118	50	169	113	138	88	92	120	103
dimethoat	176.3	97	90	34	166	174	274	281	173	206	268
diuron	176.9	92	145	76	137	155	242	295	149	233	245
endosulfan	80.5									110	51
endosulfan, alfa-	140.6	93	137	97	176	124	199	162	144	151	123
endrin	99.8	62	87	41	168	110	146	86	92	126	80
hexachloorbenzeen	117.5	62	111	50	183	178	172	89	97	140	93
isoproturon	180.3	130	118	69	111	169	250	272	181	245	258
lindaan	168.7	93	177	99	193	202	278	189	154	179	123
linuron	156.3	81	119	65	129	122	199	272	160	185	231
malathion	135.0	70	132	80	186	17	95	161	155	196	258
methabenzthiazuron	125.1	78	122	65	124	142	226	188	118	69	119
metoxuron	159.5	126	118	65	124	135	207	259	150	182	229
mevinfos	170.7	100	131	91	217	160	259	259	188	127	175
parathion-ethyl	174.7	102	117	85	215	192	262	281	189	112	192
parathion-methyl	174.5	71	131	89	199	200	243	283	208	132	189
pirimicarb	187.5	95	91	66	147	189	301	328	175	213	270
simazine	207.0	98	159	93	158	191	317	353	175	261	265

Op basis van het aantal meetlocaties per jaar lijken alle stoffen in Tabel 9.1 geschikt voor toepassing van regressie-kriging, behalve endosulfan dat pas vanaf 2005 gemeten werd. Nadere analyse laat zien dat de verhouding tussen het aantal metingen en het aantal geschikte meetlocaties bij deze 25 stoffen gemiddeld 8.66 is. Ronden we dit getal af op 8.5 en nemen we aan dat gemiddeld 100 meetlocaties per jaar nodig zijn, dan kunnen we 850 metingen per jaar als uitgangspunt nemen voor een schatting van het totaal aantal stoffen waarop regressie-kriging mogelijk is. Dat zijn de 36 eerste stoffen uit Bijlage 9.

Toepassing van het regressie-kriging model in Hoofdstukken 7 en 8 maakte ook duidelijk dat regressie-kriging eisen stelt aan de beschikbaarheid van de verklarende variabelen:

- Ten eerste moeten alle verklarende variabelen ruimtedekkend (voor de gehele populatie) beschikbaar zijn. In principe kan aan deze eis worden voldaan door eenvoudigweg alleen die verklarende variabelen aan te bieden die aan de eis voldoen. Gevolg hiervan kan wel zijn dat de sterkte van het verband (percentage verklaarde variantie) afneemt omdat sterk gecorreleerde verklarende variabelen die niet aan de eis voldoen niet meegenomen worden. Ook zouden alle verklarende variabelen dekkend in de tijd moeten zijn, dat wil zeggen dat als de variabele binnen de onderzochte periode verandert, de waarden van de variabele per jaar beschikbaar moeten zijn. Van de meeste verklarende variabelen die we in

de analyses hebben betrokken kan worden aangenomen dat ze niet of verwaarloosbaar veranderen in de tijd, maar dat geldt met name niet voor de NMI-variabelen. Omdat we in dit onderzoek alleen NMI-uitvoer voor 2004 hadden is deze uitvoer voor alle jaren gebruikt. Het beschikbaar maken van NMI-uitvoer voor alle jaren kan ertoe leiden dat NMI-uitvoeren een sterker verband met de seizoensgemiddelde concentraties geven. Hierdoor zullen ze vaker worden geselecteerd door het regressiemodel en wordt het percentage verklaarde variantie van de regressie verhoogd.

- Ten tweede moeten de verklarende variabelen bekend zijn op alle meetlocaties. Ook dit is in principe eenvoudig te realiseren met een overlay operatie in GIS, maar in dit onderzoek bleek het een bewerkelijke en lastige klus om voor elk van de BMA-punten het juiste watertype te bepalen.
- Ten derde moet het aantal waarnemingen van de doelvariabele (met bijbehorende waarden voor de verklarende variabelen) voldoende groot zijn. Zowel de regressie als de kriging stelt hieraan eisen. Voor de regressie is belangrijk dat het aantal waarnemingen beduidend groter is dan het aantal parameters (regressiecoëfficiënten) en dat in geval van categorische variabelen voor elke categorie van de verklarende variabelen voldoende waarnemingen (zeg minimaal vijf) beschikbaar zijn. De kriging heeft een voldoende aantal waarnemingen nodig om het semivariogram betrouwbaar te kunnen schatten. In de ruimtelijke geostatistiek wordt vaak een minimum aantal van 60 meetlocaties aangenomen, hoewel soms ook een minimum van 100 of 200 wordt gehanteerd. In de analyse hierboven waarbij we tot 36 stoffen kwamen waarvoor regressie-kriging toepasbaar is gingen we uit van 100 waarnemingslocaties per jaar. Bij dit alles moet opgemerkt dat de betrouwbaarheid van het gefitte semivariogram niet alleen afhangt van het aantal waarnemingen maar ook sterk afhankelijk is van de configuratie van de metingen in ruimte (en tijd).
- Ten vierde moet de dataset waarop de regressie wordt gefit voor alle verklarende variabelen (en interacties) een even groot bereik hebben als in de dataset waarop het model wordt toegepast. In het geval van interacties tussen categorische variabelen betekent dit dat voor alle combinaties van verklarende variabelen voldoende waarnemingen beschikbaar moeten zijn. Voor de toepassing op metribuzin en carbendazim bleek hieraan niet te zijn voldaan, zodat we interacties achterwege hebben gelaten. Echter, het is niet onaannemelijk dat interacties een belangrijk deel van de variatie in de seizoensgemiddelde concentraties verklaren.

Het regressie-kriging model stelt niet alleen eisen aan de dataset maar maakt ook diverse aannames. Sommige van die aannames zijn niet in alle praktische gevallen realistisch. Indien mogelijk zou de methodiek daarom verfijnd en aangepast kunnen worden zodat de gemaakte aannames beter aansluiten bij de realiteit. Een aantal mogelijkheden is:

- De structuur van het regressiemodel kan flexibeler worden gemaakt, waarbij bijvoorbeeld gedacht kan worden aan het gebruik van niet-lineaire regressie. Ook is het mogelijk sommige factoren niet als verklarende variabelen in het model op te nemen maar voor verschillende waarden van de factor een apart model te bouwen. Watertype zou zich hier bijvoorbeeld voor lenen, omdat de relaties tussen verklarende variabelen en doelvariabele per watertype sterk kunnen verschillen. Hierbij moet wel opgemerkt dat dit de complexiteit van het model zal doen toenemen en daarmee nog hogere eisen stelt aan het aantal waarnemingen. Vanwege het beperkt aantal waarnemingen is deze variant van het geostatistisch model in dit onderzoek afgevallen.
- Bij de in dit onderzoek toegepaste methode is geen rekening gehouden met onzekerheden in het regressiemodel dat uiteindelijk uit de stapsgewijze analyse resulteert. Er bestaat een uitgebreide literatuur over de tekortkomingen van stapsgewijze regressie-analyse (bijv. Whittingham *et al.*, 2006). Het belangrijkste probleem is dat er meestal alternatieve modellen zijn te maken die de data niet significant slechter beschrijven. Technieken uit de informatietheorie (Burnham & Anderson, 2002) zouden de verzameling modellen die voldoen kunnen gebruiken om de regressiecoëfficiënten te schatten. Wellicht geven

voorspellingen op grond van deze coëfficiënten robuustere resultaten. Een andere mogelijke manier om rekening te houden met de onzekerheden in het regressiemodel is door gebruik te maken van de standaardfouten van de regressiecoëfficiënten. Deze onzekerheden zouden vervolgens in een 'universal kriging' procedure kunnen worden meegenomen (Hengl *et al.*, 2004).

- Het kriging model nam aan dat de correlatie in ruimte en tijd alleen afhangt van de (Euclidische) afstand in ruimte en tijd. Met andere woorden, 'afstand' was gedefinieerd als de lengte van rechte lijnen die ruimte-tijd punten met elkaar verbinden. In werkelijkheid ligt het veel gecompliceerder, je zou bijvoorbeeld rekening willen houden met de ligging van waterlopen en hun onderlinge verbinding, en met de stroomrichting en stroomsnelheid van het water. Helaas is informatie hierover op de schaal van Nederland niet nauwkeurig bekend. Daarnaast zou ook deze aanpassing het model een stuk ingewikkelder maken.
- Het regressie-kriging model ging uit van seizoensgemiddelde waarnemingen. Deze waren afgeleid uit puntmetingen in de tijd op elke meetlocatie. Om uit deze puntwaarnemingen een seizoensgemiddelde te kunnen berekenen is een temporeel 'filter' gehanteerd dat stelt dat in tenminste drie maanden waarnemingen beschikbaar moeten zijn om een seizoensgemiddelde te kunnen bepalen. Als gevolg hiervan zijn veel waarnemingen niet gebruikt en is het gebruikte seizoensgemiddelde daarnaast in veel gevallen slechts een schatting van het daadwerkelijke seizoensgemiddelde. Deze problemen kunnen deels worden ondervangen door het regressie-kriging model op maandgemiddelden in plaats van seizoensgemiddelden toe te passen, zodat meer waarnemingen gebruikt kunnen worden en geen schattingsfouten worden geïntroduceerd bij berekening van een seizoensgemiddelde op basis van een beperkt aantal waarnemingen (uiteraard zal dan wel een eis gesteld moeten worden aan het minimum aantal puntwaarnemingen per maand om een maandgemiddelde te kunnen berekenen, en zal ook daar een schattingsfout worden gemaakt). Als extra stap is vervolgens wel nodig dat de voorspellingen van het regressie-kriging model ook temporeel opgeschaald worden naar het groeiseizoen. De complexiteit van het model zal wederom toenemen omdat rekening moet worden gehouden met fluctuaties in de maandgemiddelde concentraties binnen een jaar. Zo zal bijvoorbeeld rekening gehouden moeten worden met periodiciteit in de doelvariabele en verklarende variabelen.
- Dit onderzoek betrof niet een analyse van de kwaliteit en consistentie van de individuele waarnemingen, maar meetfouten in veld en lab zullen doorwerken naar de eindresultaten en het is zinvol hier bij stil te staan. Bijvoorbeeld, werken alle waterbeheerders en laboratoria op eenzelfde manier, worden mengmonsters genomen of betreft het enkelvoudige metingen op steeds dezelfde plek of een wisselende plek? Op welke diepte wordt gemeten en is dit gelijk voor alle waterbeheerders? Wij veronderstelden dat de verticale menging zo groot is dat de diepte van meten niet van belang is, maar is dit realistisch? Het zou verstandig zijn deze aannames kritisch te analyseren en indien nodig te komen tot een uniforme en goed-gedocumenteerde wijze van bemonstering. Hierbij zou ook locatiekeuze aan de orde moeten komen.
- Ook het feit dat soms zeer hoge rapportagegrenzen worden gehanteerd bemoeilijkte de analyse. In dit onderzoek zijn metingen met een hoge rapportagegrens verwijderd, maar de drempelwaarden voor metribuzin en carbendazim zijn hierbij vrij ruim gekozen om voldoende metingen over te houden. Het gebruik van de KRW-richtlijn waarbij metingen beneden de rapportagegrens worden vervangen door de helft van de rapportagegrens is verdedigbaar omdat dit aansluit bij de gangbare praktijk, maar de keuze had ook anders kunnen uitvallen omdat er geen eenduidige, ideale manier is hoe met metingen beneden de rapportagegrens of kwantificeringslimiet om te gaan. Dit onderzoek had niet tot doel deze complexe problematiek op te lossen maar mogelijk zijn resultaten sterk beïnvloed door de gemaakte keuze. Het zou daarom verstandig zijn de gevoeligheid van de uitkomsten hiervoor nader te onderzoeken. Idealiter zou de maximaal toelaatbare rapportagegrens op een lage waarde worden gesteld zodat de invloed gering is. Dit kan echter alleen als er voldoende metingen zijn met een lage rapportagegrens.

- Nauwkeuriger resultaten kunnen ongetwijfeld bereikt worden door gebruik te maken van nauwkeuriger kaarten van verklarende variabelen. De resolutie van kaarten kan verhoogd of een betere bron gebruikt. Bijvoorbeeld, al eerder is gememoreerd dat in dit onderzoek steeds de NMI-uitvoer voor het jaar 2004 als verklarende variabele is aangeboden omdat deze digitaal beschikbaar was, maar voor andere jaren in de periode 1997-2006 zou beter de uitvoer voor het betreffende jaar gebruikt kunnen worden, indien beschikbaar. Ook de inschatting van de diepte van watertypen zoals gebruikt in dit onderzoek kan met de nodige inspanning sterk worden verbeterd. Daarnaast zou ook 'gewas' als verklarende variabele kunnen worden aangeboden, afgeleid uit de kaarten van het Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN). Hoewel de invloed van gewastype al deels via de NMI-uitvoer wordt meegenomen, kan het additioneel aanbieden van gewastype als verklarende variabele de regressie wellicht toch verbeteren.
- Ook kan worden gedacht aan het vooraf selecteren van een gebied met een zekere homogeniteit en met een bemonsteringsprogramma dat weinig verandert in de loop der jaren. Een regionale pilot kan de complicaties op nationale schaal voor een deel ondervangen, en is minder bewerkelijk. Op basis van een regionaal geostatistisch model voor een proefgebied kun je ook een oordeel geven over het perspectief van een model op nationale schaal voor de EDG-2010. Uiteraard is het einddoel nog steeds een analyse van de temporele trend in het landelijk gemiddelde van de concentraties, maar analyses in deelgebieden kunnen hier ook waardevolle bijdragen aan leveren.

9.2 Conclusies

Voordat we de hoofdconclusies van dit onderzoek presenteren geven we eerst antwoord op de in Hoofdstuk 1 gestelde onderzoeksvragen.

1. Wat is de doelpopulatie en wat de doelvariabele?

De doelpopulatie is het oppervlaktewater van Nederland, uitgezonderd zoute wateren en het IJsselmeer. Als subpopulatie was dat deel van de populatie gedefinieerd dat onderdeel uitmaakt van de KRW waterlichamen, maar resultaten voor de subpopulatie zijn in dit onderzoek niet verkregen. Aangezien de subpopulatie 84% van de populatie beslaat zullen de uitkomsten voor de subpopulatie naar verwachting niet wezenlijk afwijken van die voor de populatie. De doelvariabele is de seizoensgemiddelde concentratie van gewasbeschermingsmiddelen. Merk op dat de keuze van doelpopulatie en doelvariabele ertoe leidt dat wateren met een groot volume de uitkomsten domineren en dat wateren met een klein volume nauwelijks invloed hebben, terwijl dit vanuit het beleid gezien wel belangrijke deelpopulaties kunnen zijn. In principe is de ontwikkelde methodiek naadloos toepasbaar op (kleine) deelpopulaties, mits aan de eisen voor databeschikbaarheid is voldaan.

2. Wat zijn de belangrijkste verklarende variabelen en processen die ruimtelijke en temporele variabiliteit in de doelvariabele veroorzaken?

De belangrijkste factoren en processen zijn gebruik, emissie en de fysische, chemische en biologische processen die plaatsvinden in het milieu en oppervlaktewater. Deze factoren en processen zijn grotendeels meegenomen in het NMI zodat NMI-uitvoer als belangrijkste verklarende variabele wordt aangemerkt. Echter, omdat het NMI een sterk vereenvoudigde voorstelling van de werkelijkheid is en NMI alleen beschikbaar was voor 2004, zijn daarnaast ook additionele verklarende variabelen aangeboden, samen te vatten onder de noemer omgevingsvariabelen (bv. landbouwregio, watertype, slootdichtheid) en jaartal. Sommige van deze additionele variabelen worden ook al door het NMI gebruikt, maar dan nog kan het lonen deze ook separaat aan te bieden, omdat het NMI mogelijk niet alle informatie die erin besloten ligt doorgeeft.

3. Hoe kunnen verklarende variabelen en processen in een geostatistisch model van de doelvariabele worden meegenomen?

De invloed van verklarende variabelen wordt meegenomen in de vorm van een regressievergelijking, waarbij de (log-getransformeerde) doelvariabele lineair afhangt van (getransformeerde) verklarende variabelen. Indien het residu van de meervoudige lineaire regressie ruimtelijk en/of temporeel gecorreleerd is dan geeft ruimte-tijd interpolatie van het residu een verbetering van de voorspellingen.

4. Hoe vindt vanuit het geostatistisch model ruimtelijke opschaling plaats en hoe nauwkeurig zijn opgeschaalde waarden en de eruit afgeleide temporele trends?

Opschaling vindt plaats door eerst met het geostatistisch model voorspellingen voor de gehele populatie te maken, en deze vervolgens te aggregeren tot één waarde (in dit onderzoek het rekenkundig gemiddelde). Om de nauwkeurigheid te kunnen vaststellen, is gebruik gemaakt van stochastische simulatie, waarbij een groot aantal (in dit onderzoek 100) trekkingen uit de multivariate kansverdeling van de doelvariabele is gegenereerd en per trekking het gemiddelde over de gehele populatie is berekend. De spreiding in de op deze manier verkregen gemiddelden karakteriseert de onzekerheid over de opgeschaalde waarde.

5. Hoe kan het geostatistisch model worden gevalideerd?

Validatie kan door modeluitkomsten te vergelijken met onafhankelijke waarnemingen, maar in dit onderzoek bleken deze niet beschikbaar. Als alternatief kan kruisvalidatie worden gebruikt, waarbij herhaaldelijk een klein deel van de dataset buiten beschouwing wordt gelaten en als validatieset dient. Binnen dit onderzoek was echter geen ruimte gereserveerd voor kruisvalidatie. Validatie kan ook door kritische analyse van (tussen)uitkomsten. In dit onderzoek bracht dit een aantal belangrijke problemen bij het gebruik van hoge rapportagegrenzen en van interacties in het regressiemodel aan het licht, waarna aanpassingen zijn gedaan.

6. Werkt de ontwikkelde methodiek bij praktische toepassing op voorbeeldstoffen?

Dit onderzoek heeft door middel van toepassing op twee voorbeeldstoffen laten zien dat de regressie-kriging methode geschikt is voor praktische toepassing en dat het zinvolle uitkomsten geeft. Echter, de methode is bewerkelijk, vraagt om veel gegevens en vereist de nodige expertise.

7. Welke eisen en veronderstellingen stelt de opschalingsmethodiek en zijn deze eisen en veronderstellingen realistisch voor alle gewasbeschermingsmiddelen?

Het regressie-kriging model maakt diverse veronderstellingen, waarvan de belangrijkste is dat het residu van de regressie normaal verdeeld wordt verondersteld, met gemiddelde nul en een stationair ruimte-tijd covariantiefunctie zoals gefit op waarnemingen. Kritische analyse van de gemaakte veronderstellingen is op zijn plaats, maar aangetekend moet worden dat elke 'model-based' benadering aannames maakt (een model is immers gedefinieerd als een *vereenvoudigde* voorstelling van de werkelijkheid). De eisen die de methodiek stelt betreffen met name de beschikbaarheid van verklarende variabelen voor de gehele populatie en het aantal beschikbare waarnemingen van de doelvariabele. Vooral voor dit laatste is toepassing van de methodiek op de meerderheid van de gewasbeschermingsmiddelen problematisch. Het aantal waarnemingen in de BMA lijkt groot maar bij nadere beschouwing valt dit tegen. Seizoensgemiddelden zijn op (te) weinig puntwaarnemingen gebaseerd, een groot aantal waarnemingen liggen beneden de rapportagegrens (die zelf soms zo groot is dat de 'meting' feitelijk onbruikbaar is), en er zijn te weinig waarnemingen om de regressiecoëfficiënten van een complex model nauwkeurig te kunnen schatten. Uit een nadere analyse kwam naar voren dat circa 36 stoffen voldoen aan de eisen met betrekking tot databeschikbaarheid. Van deze 36 zijn er bij gereedkoming van dit rapport echter nog slechts negen toegelaten, en alleen deze negen zijn beleidsmatig interessant. Van deze negen toegelaten stoffen is in sommige gevallen sprake van een verhoudingsgewijs groot aantal waarnemingen beneden de

rapportagegrens (bv. mevinfos), zodat de toepasbaarheid van de regressie-kriging opschalingsmethodiek bij de huidige meetintensiteit tot een klein aantal stoffen beperkt blijft.

8. Wat is de meerwaarde van de geostatistische opschalingsmethodiek ten opzichte van 'naïeve' opschaling die eenvoudigweg het gemiddelde van alle gemeten concentraties neemt?

De 'naïeve' opschaling levert uitkomsten die niet wetenschappelijk zijn onderbouwd. Dit heeft onder andere tot gevolg dat de nauwkeurigheid van de uitkomsten niet kan worden gekwantificeerd. Uit de toepassing op de twee voorbeeldstoffen bleek het eerder regel dan uitzondering dat in een bepaald jaar voor een bepaalde stof slechts een klein deel van de populatie (Nederland) is bemeten. Het is dan niet geoorloofd het gemiddelde van die waarnemingen te gebruiken als maat voor een landelijke waarde. Strikt genomen zou 'naïeve' opschaling alleen verantwoord zijn indien de verzameling van meetlocaties een kanssteekproef uit de doelpopulatie zou zijn (De Gruijter *et al.*, 2006), maar dit is hier niet het geval. De meerwaarde van de geostatistische opschalingsmethodiek is dat deze wel wetenschappelijk is onderbouwd en uitspraken over de nauwkeurigheid van de verkregen uitkomsten doet. Daarnaast is de methodiek veel minder gevoelig voor het feit dat in bepaalde jaren slechts in bepaalde regio's is gemeten.

9. Is de methodiek ook toepasbaar op andere dan de voorbeeldstoffen?

Omdat de opschalingsmethodiek hoge eisen stelt aan de databeschikbaarheid is ze niet toepasbaar op alle stoffen in de BMA. Op basis van het aantal meetlocaties per stof per jaar en de eis dat in totaal minimaal 850 metingen per stof per jaar vereist zijn, blijken alleen de 36 meest bemeten stoffen geschikt voor toepassing van regressie-kriging.

De belangrijkste conclusies van dit onderzoek zijn:

1. De geostatistische opschalingsmethodiek die gebruik maakt van regressie-kriging is, mits voldoende gegevens beschikbaar zijn, geschikt voor het voorspellen van de seizoensgemiddelde concentratie van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater.
2. Omdat de opschalingsmethodiek hoge eisen stelt aan de databeschikbaarheid is ze slechts toepasbaar op een klein deel van de stoffen in de BMA. De methodiek lijkt alleen toepasbaar op de 36 meest bemeten stoffen in de BMA, waarvan een groot deel niet is toegelaten en/of veel waarnemingen beneden de rapportagegrens heeft.
3. In dit onderzoek zijn waarnemingen beneden de rapportagegrens vervangen door de helft van de rapportagegrens. Om te voorkomen dat deze keuze tot onrealistische uitkomsten leidt zijn waarnemingen met een hoge rapportagegrens eerst verwijderd uit de dataset. Toch zijn de uitkomsten van het onderzoek gevoelig voor de gemaakte keuze en zou het zinvol zijn deze gevoeligheid nader te onderzoeken.
4. De geostatistische opschalingsmethodiek is wetenschappelijk onderbouwd en kwantificeert de nauwkeurigheid van de voorspelde seizoensgemiddelde concentraties. De methodiek maakt echter diverse aannames die in de praktijk niet altijd realistisch zullen zijn. Dit betreft niet alleen statistische aannames zoals normaliteit en stationariteit van het residu van de regressie, maar ook fysische aannames zoals ideale verticale menging van concentraties in het oppervlaktewater. Kritische beschouwing van de gemaakte aannames en kritische analyse van (tussen)uitkomsten is vereist. Ook zou meer aandacht aan validatie van de eindresultaten besteed moeten worden.
5. Complexere varianten van het regressie-kriging model kunnen het realiteitsgehalte van het model verbeteren en de nauwkeurigheid van de voorspellingen verhogen, bijvoorbeeld door meer verklarende variabelen of interacties tussen verklarende variabelen in het regressiemodel mee te nemen, of door geavanceerdere modellering van de ruimte-tijd correlatie in het stochastisch residu van de regressie. Vanwege de grote

jaarlijkse schommelingen in de seizoensgemiddelde concentratie is het wellicht raadzaam in te zetten op uitbreiding van het aantal dynamische verklarende variabelen, zoals het gebruik van NMI-uitkomsten voor individuele jaren. Gebruik van een complexer regressie-kriging model stelt wel hogere eisen aan de databeschikbaarheid, die met de huidige dataset niet worden waargemaakt. In de toekomst zou het wellicht verstandig zijn deze aspecten mee te nemen in de bijstelling of hernieuwde opzet van de meetstrategie. Bijvoorbeeld, met het oog op het meenemen van belangrijke interacties zouden alle watertypen en landbouwregio's jaarlijks bemonsterd moeten worden.

6. De geostatistische opschalingsmethodiek is een complexe en bewerkelijke methodiek die voor routinematige toepassing op een groot aantal stoffen slechts gedeeltelijk te automatiseren is. De beschikbaarheid van een ordentelijke database met doelvariabelen en verklarende variabelen op de juiste aggregatieniveaus en standaardisering en automatisering van diverse stappen in de analyse kan veel werk besparen, maar zelfs dan moet voor elke nieuwe toepassing een procedure worden doorlopen die de nodige tijd en inzet vraagt van deskundigen op het gebied van de statistiek, hydro-ecologie, chemie, bodemkunde en gewasbeschermingspraktijk.
7. 'Naïeve' opschaling van metingen door ongewogen middeling van metingen is geen alternatief voor opschaling met regressie-kriging en moet worden afgeraden. Ongewogen middeling is ongeschikt omdat de meetlocaties in de BMA niet via een kanssteekproef zijn geselecteerd en voor veel stoffen en jaren vaak slechts een zeer beperkt deel van Nederland is bemonsterd, waarbij bovendien het bemonsterde deel van Nederland van jaar tot jaar sterk kan verschillen.
8. De regressie-kriging opschalingsmethodiek wordt veel minder dan 'naïeve' opschaling beïnvloed door bemonsteringseffecten waarbij in bepaalde jaren slechts voor een beperkt aantal regio's metingen beschikbaar zijn, maar helemaal gevoelloos voor deze effecten is de methodiek niet. Zo kunnen hoge metingen in een bepaalde regio via de factor 'jaar' een onevenredig grote invloed op de schatting van het landelijk gemiddelde hebben. Ook dit pleit voor een meer evenredige spreiding van de metingen over Nederland, gedurende alle beschouwde jaren.
9. Bij toepassing op voorbeeldstof metribuzin wordt slechts 21 procent van de variantie in de seizoensgemiddelde concentratie van metribuzin door het regressiemodel verklaard. Echter, na kriging en ruimtelijke aggregatie resulteert een nauwkeurige tijdreeks van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie in het Nederlandse oppervlaktewater, die gemiddeld rond de 12 ng/liter zit, met uitschieters naar boven in 1998 en 2004. De tijdreeks heeft geen dalende of stijgende trend. De nauwkeurigheid is voldoende om beleid op te kunnen evalueren.
10. Toepassing op voorbeeldstof carbendazim geeft een percentage verklaarde variantie van 38%, en een ietwat minder nauwkeurige tijdreeks van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie in het Nederlandse oppervlaktewater, waarbij de nauwkeurigheid overigens wel toeneemt naarmate de tijd vordert. Daarnaast neemt de seizoensgemiddelde concentratie carbendazim met wat lichte schommelingen geleidelijk af van 170 ng/liter in 1997 tot 100 ng/liter in 2006. De nauwkeurigheid lijkt voldoende om beleid op te kunnen evalueren.

10 Referenties

- Adriaanse, P.I. (1996), *Fate of Pesticides in Field ditches: the TOXSWA simulation Model*. Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. Report 90.
- Bivand, R.S., E.J. Pebesma en V. Gómez-Rubio (2008), *Applied Spatial Data Analysis with R*. New York: Springer.
- Burnham, K.P. en D.R. Anderson (2002), *Model Selection and Multimodel Inference: a Practice Information-Theoretic Approach*. Springer Verlag, New York.
- Burrough, P.A. en R. McDonnell (1998), *Principals of Geographical Information Systems*. Oxford University Press.
- De Gruijter, J.J., D.J. Brus, M.F.P. Bierkens en M. Knotters (2006), *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Berlijn: Springer.
- Werd, H.A.E. de & R. Kruijne (Eds) (2011). *Interpretation of surface water monitoring results in the authorisation procedure of plant protection products in the Netherlands – Including a draft protocol for cause analysis of surface water quality problems caused by plant protection products*. Decision Tree Surface Water – Monitoring working group. PRI, Wageningen UR, 85 p.
- Draper, N.R. en H. Smith (1998), *Applied Regression Analysis*. New York: Wiley.
- Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels en J.G. Hartholt (2003), *Definitiestudie Kader-richtlijn Water (KRW); I. typologie Nederlandse oppervlaktewateren*. Wageningen, Alterra-rapport 669.
- FOCUS (2008), *Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment*. Report of the FOCUS Working Group on Pesticides. EC Document Reference /Sanco/10553/2006 Rev 2 June 2008.
- Goovaerts, P. (1997), *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. New York: Oxford University Press.
- Hengl, T., G.B.M. Heuvelink en A. Stein (2004), A generic framework for spatial prediction of soil properties based on regression-kriging. *Geoderma* 120, 75–93.
- Heuvelink, G.B.M. (1998), *Error Propagation in Environmental Modelling with GIS*. London: Taylor & Francis.
- Heuvelink, G.B.M. en E.J. Pebesma (1999), Spatial aggregation and soil process modelling. *Geoderma* 89, 47–65.
- Heuvelink, G.B.M., en F.M. van Egmond (2010), Space-time geostatistics for precision agriculture: a case study of NDVI mapping for a Dutch potato field. In: *Geostatistical Applications for Precision Agriculture* (Ed. M.A. Oliver). Springer (in druk).
- Kruijne, R., R.C.M. Merkelbach en J.G. Groenwold (2007), *Regionale Toets van de Nationale Milieu Indicator in het Noord-Hollands Zandgebied*. Wageningen, WUR-Alterra, Rapport 1517, 118 p.
- Montgomery, D.C., E.A. Peck en G.G. Vining (2006), *Introduction to Linear Regression Analysis*. New York: Wiley.
- Smit, A.A.M.F.R., F. van den Berg en M. Leistra (1997), *Estimation Method for the Volatilization of Pesticides from Fallow Soil*. Environmental Planning Bureau series 2, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.
- Snepvangers, J.J.J.C., G.B.M. Heuvelink en J.A. Huisman (2003), Soil water content interpolation using spatio-temporal kriging with external drift. *Geoderma*, 112, 253–271.

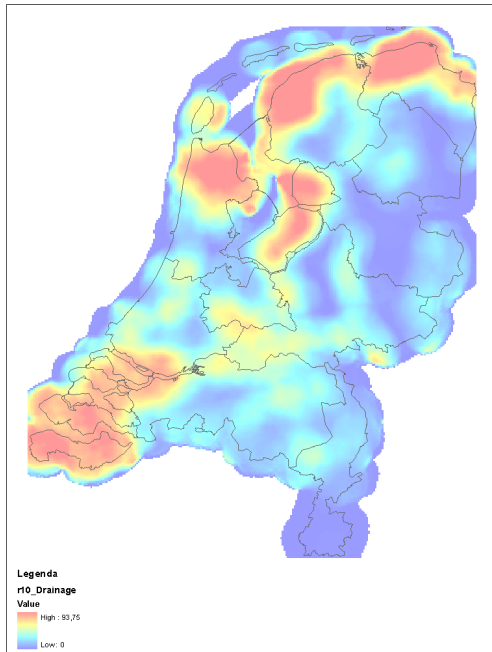
- STOWA (2004a), *Referenties en Concept-Maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport Stowa 2004-42, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (2004b), *Referenties en Concept-Maatlatten voor Rivieren voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport Stowa 2004-43, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (2004c), *Referenties en Concept-Maatlatten voor Overgangs- en Kustwateren voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport Stowa 2004-44, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Torenbeek, R. en T.A.H.M. Pelsma (2008), Protocol toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring, toetsjaar 2007, Werkgroep MIR.
- Van den Berg, F., D.J. Brus, S.L.G.E. Burgers, G.B.M. Heuvelink, J.G. Kroes, J. Stolte, A. Tiktak en F. de Vries (2008), *Uncertainty and Sensitivity Analysis of GeoPEARL*. Wageningen: Alterra rapport.
- Van der Linden, A.M.A., R. Luttkik, J.G. Groenwold, R. Kruijne en R.C.M. Merkelbach (2008), *Dutch Environmental Indicator for Plant Protection Products, Version 2. Input, Calculation and Aggregation Procedures*. Bilthoven: RIVM rapport 607600002/2008.
- Van der Linden, A.M.A., P. van Beelen, G.A. van den Berg, M. de Boer, D.J. van der Gaag, J.G. Groenwold, J.F.M. Huijsmans, D.F. Kalf, S.A.M. de Kool, R. Kruijne, R.C.M. Merkelbach, G.R. de Snoo, R.A.N. Vijftigschild, M.G. Vijver en A.J. van der Wal (2006), *Evaluatie Duurzame Gewasbescherming 2006: Milieu*. Bilthoven: RIVM rapport 607016001.
- Van Puijenbroek, P.B.L. en J. Clement (2008), Het oppervlaktewater getypeerd: de eerste Nederlandse Watertypenkaart. *Agro-informatica*, Oktober 2008, 21–25.
- Van Puijenbroek, P.J.T.M. en J. Clement (2010), Basiskaart Oppervlaktewater Typologie - Het oppervlaktewater in de TOP10NL geclassificeerd. PBL Rapport 500067004.
- Vermeulen, T., A.M.A. van der Linden en E.A. van Os (Eds.) (2009), *Emissions of Plant Protection Products from Glasshouses to Surface Water in The Netherlands*. Wageningen UR Greenhouse Horticulture.
- Vijver, M.G., G.R. de Snoo, R. Knoben en D. Kalf (2008a), Naar een optimalisatie van de monitoring van bestrijdingsmiddelen. *H₂O* 41, 29–32.
- Vijver, M.G., M. van 't Zelfde, W.L.M. Tamis, C.J.M. Musters en G.R. de Snoo (2008b), Spatial and temporal analysis of pesticides concentrations in surface water: pesticide atlas. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 43, 665–674.
- Whittingham, M.J., P.A. Stephens, R.B. Bradbury en R.P. Freckleton (2006), Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology* 75, 1182–1189.

Bijlage 1 Watertypen volgens KRW typologie (STOWA, 2004abc)

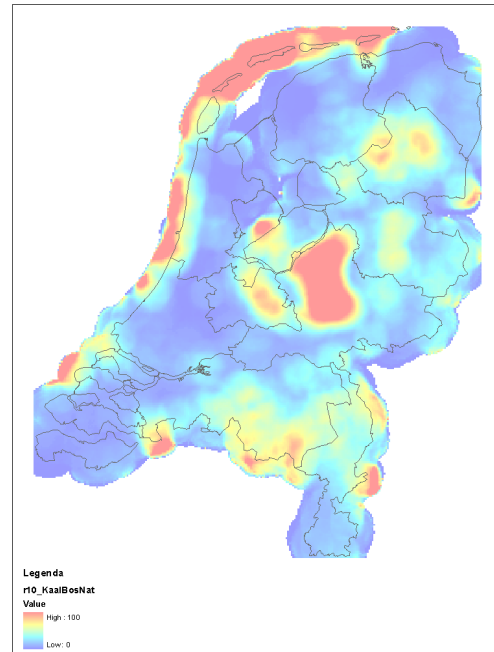
Nr.	Code	Omschrijving
1	M1	Gebufferde sloten (overgangssloten, sloten in rivierengebied)
2	M2	Zwak gebufferde sloten (poldersloten)
3	M3	Gebufferde (regionale) kanalen
4	M4	Zwak gebufferde (regionale) kanalen
5	M5	Ondiep lijnvormig water, open verbinding met rivier/ geïndeerd
6	M6	Grote ondiepe kanalen
7	M7	Grote diepe kanalen
8	M8	Gebufferde laagveensloten
9	M9	Zwak gebufferde hoogveen sloten
10	M10	Laagveen vaarten en kanalen
11	M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen
12	M12	Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen)
13	M13	Kleine ondiepe zure plassen (vennen)
14	M14	Ondiepe gebufferde plassen
15	M15	Ondiepe grote gebufferde meren
16	M16	Diepe gebufferde meren
17	M17	Diepe zwakgebufferde meren
18	M18	Diepe zure meren
19	M19	Diepe meren in open verbinding met rivier
20	M20	Matig grote diepe gebufferde meren
21	M21	Grote diepe gebufferde meren
22	M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen
23	M23	Grote ondiepe kalkrijke plassen
24	M24	Diepe kalkrijke meren
25	M25	Ondiepe laagveenplassen
26	M26	Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplas of ven
27	M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen
28	M28	Diepe laagveenmeren
29	M29	Matig grote diepe laagveenmeren

Bijlage 2 Kaarten van verklarende variabelen gebruikt in de regressies voor metribuzin en/of carbendazim

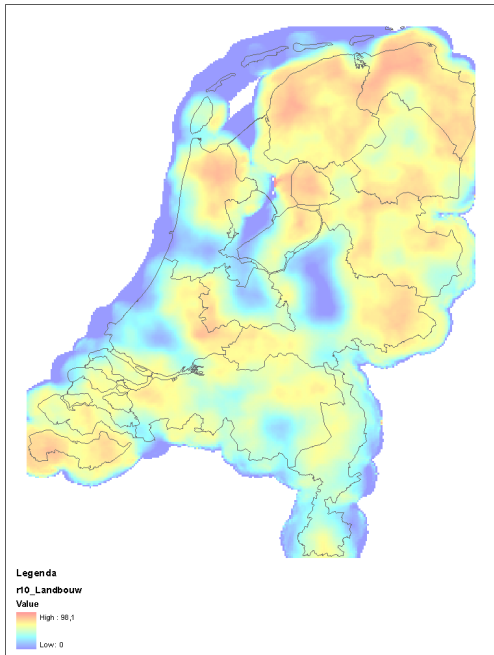
NB: Voor alle kaarten behalve LBG14_NR loopt de waarde van donkerblauw (minimum) via lichtblauw en geel naar rood (maximum). De verschillende kleuren in LBG14_NR geven de 14 landbouwregio's in Nederland weer.



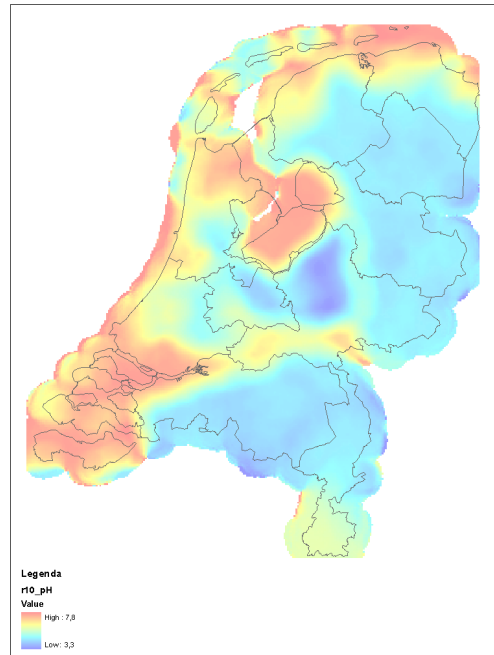
R10_DRAINAGE (min=0, max=94)



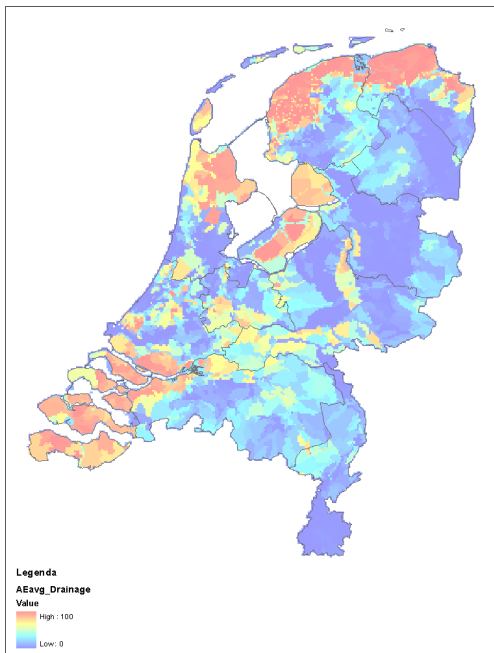
R10_KAALBOSNAT (min=0, max=100)



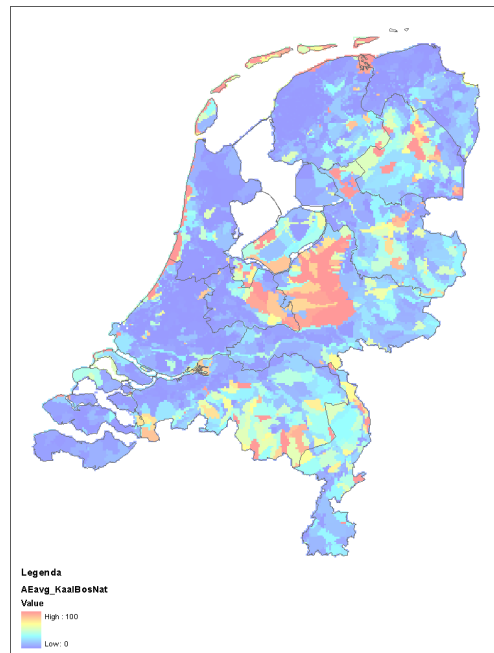
R10_LANDBOUW (min=0, max=98)



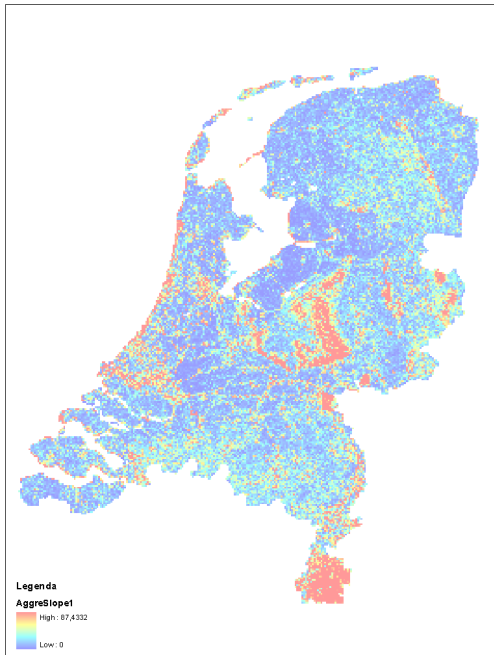
R10_pH (min=3.3, max=7.8)



AEavg_DRAINAGE (min=0, max=100)



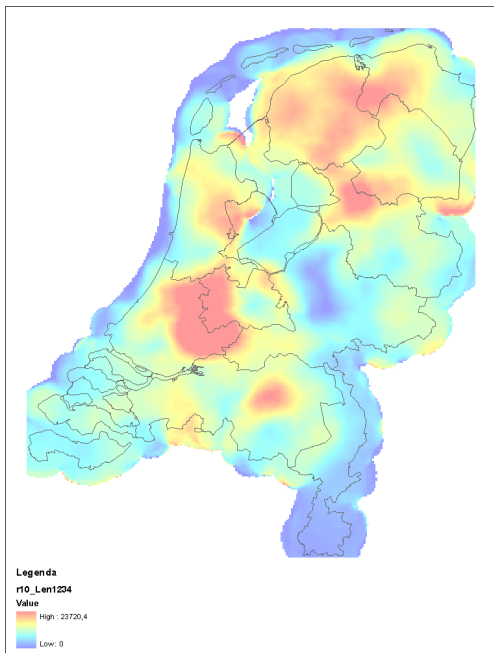
AEavg_KAALBOSNAT (min=0, max=100)



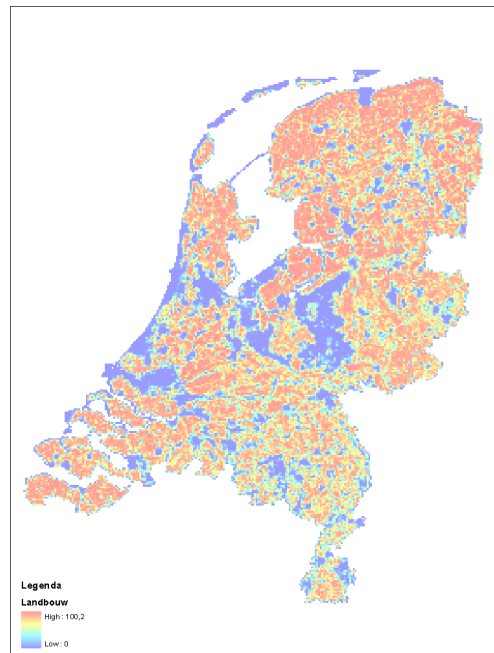
avgHelling (min=0, max=87.4)



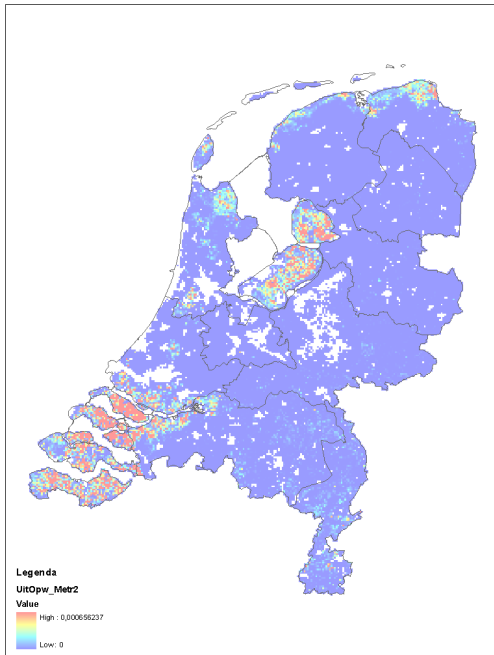
LBG14_NR



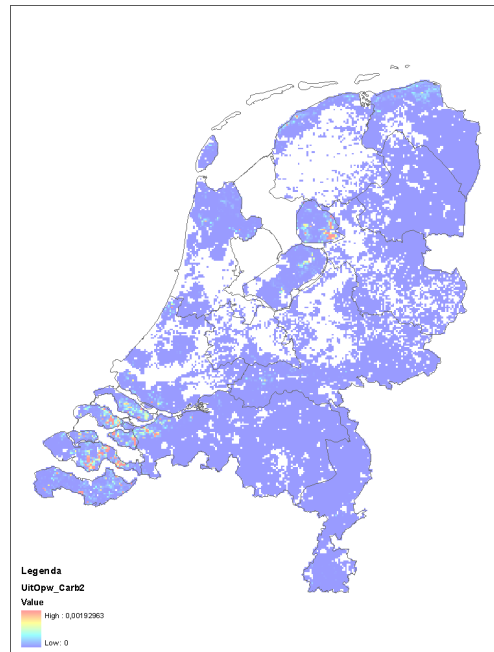
RQO_LEN1234 (min=0, max=23720)



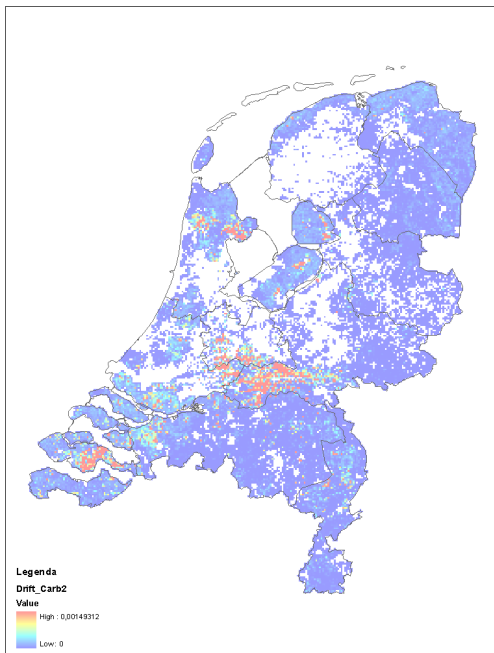
LANDBOUW (min=0, max=100)



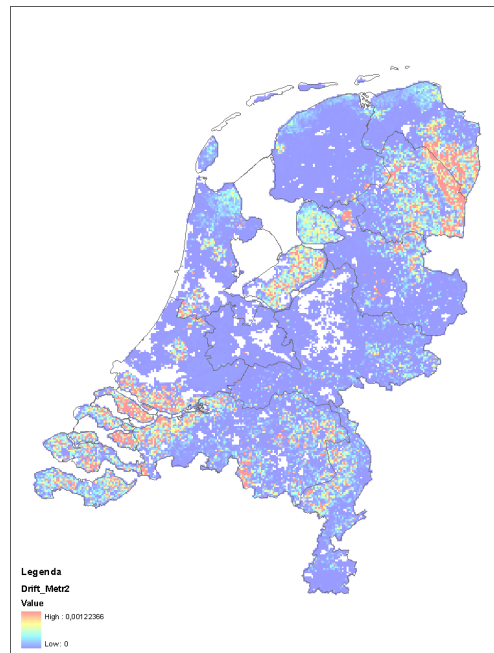
UITOPW_METR2 (min=0, max=0.000656)



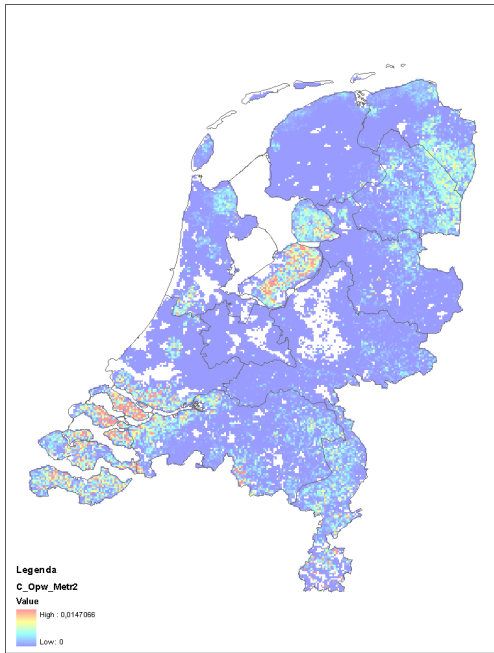
UITOPW_CARB2 (min=0, max=0.00193)



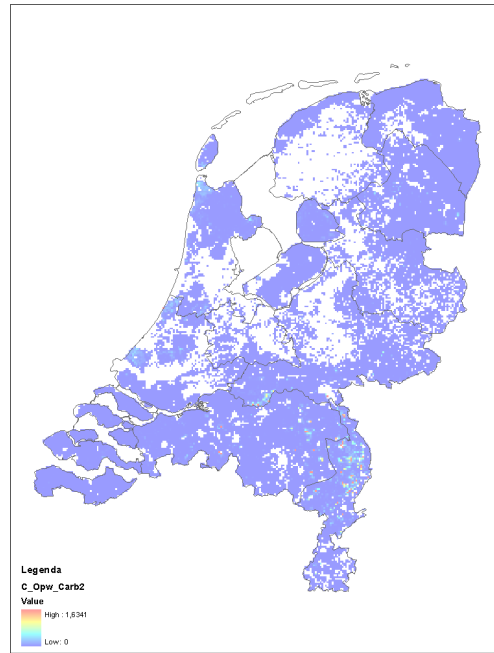
DRIFT_CARB2 (min=0, max=0.00149)



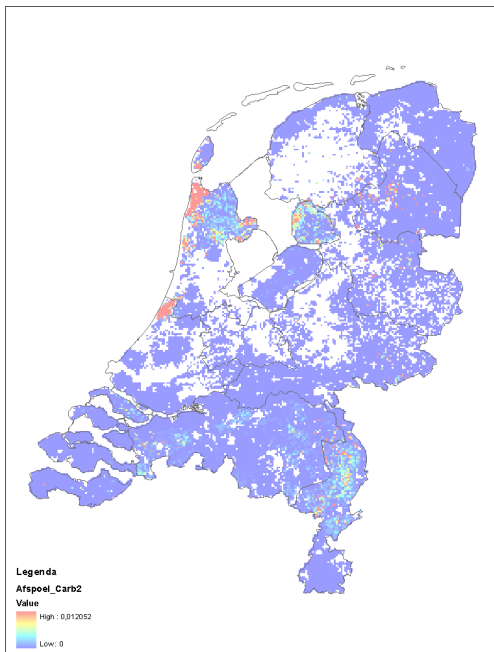
DRIFT_METR2 (min=0, max=0.00122)



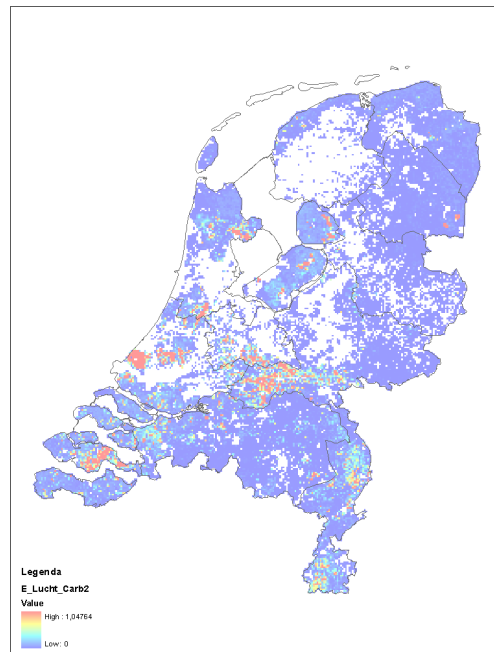
C_OPW_METR2 (min=0, max=0.0147)



C_OPW_CARB2 (min=0, max=1.634)

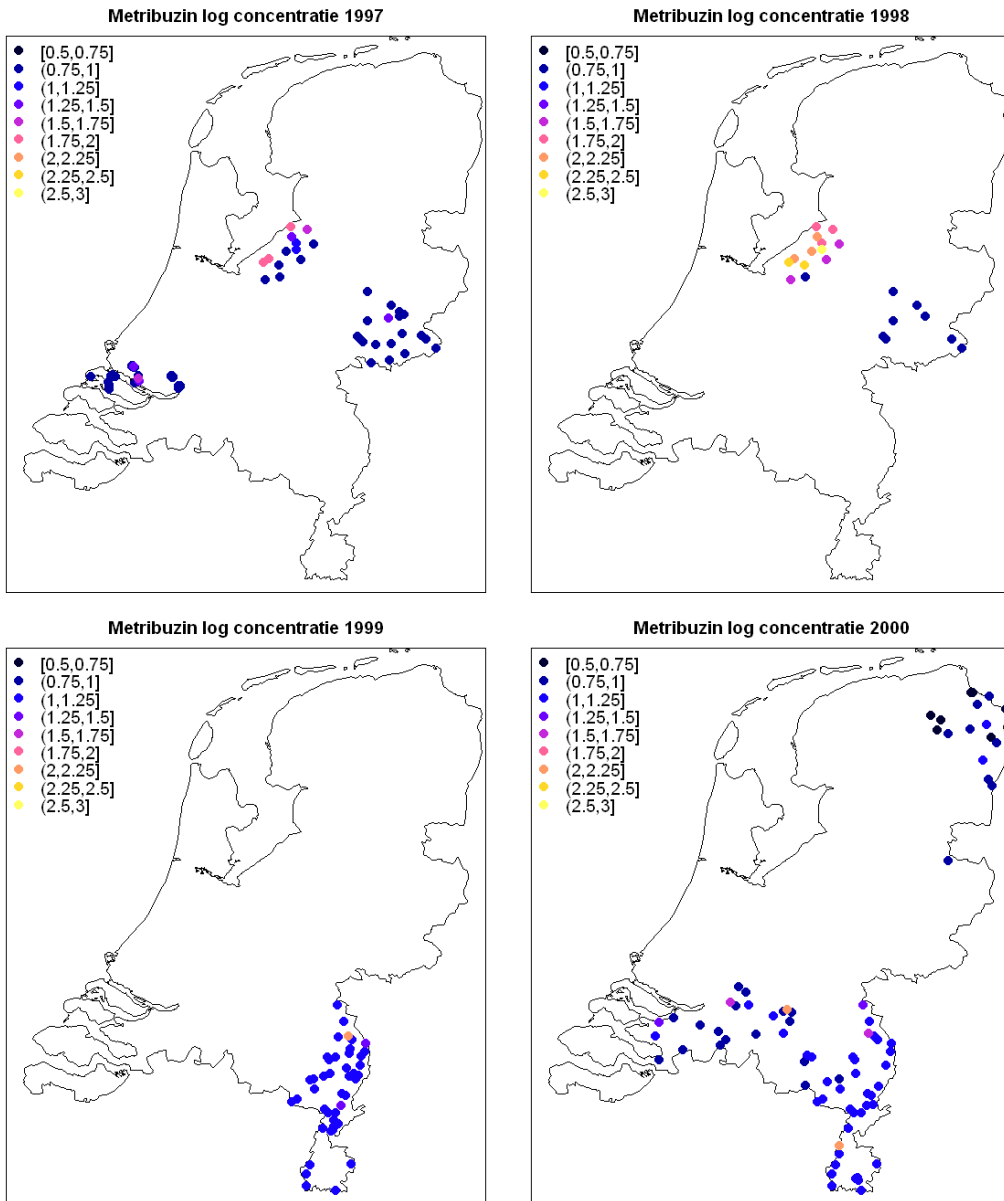


AFSPOEL_CARB2 (min=0, max=0.0121)

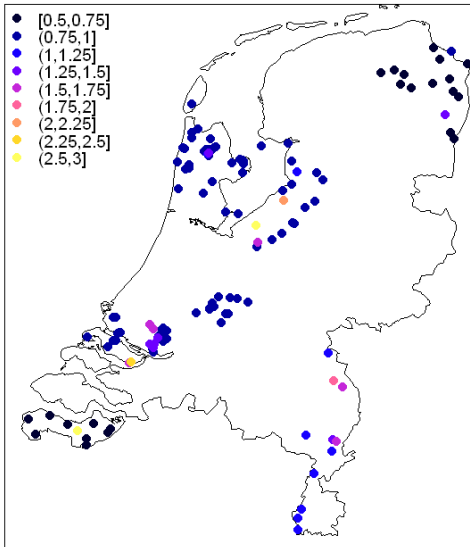


E_LUCHT_CARB2 (min=0, max=1.048)

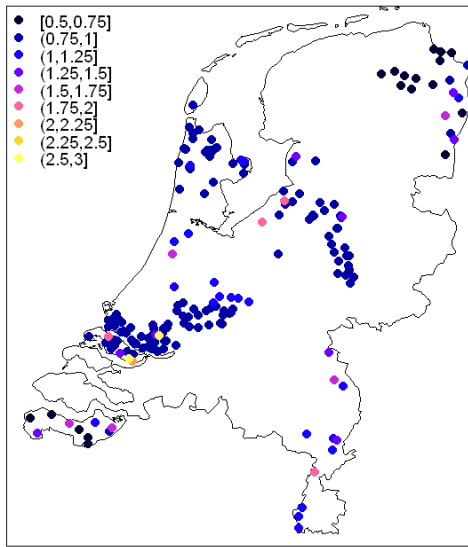
Bijlage 3 BMA-puntwaarnemingen seizoensgemiddelde concentraties metribuzin ($^{10}\log$ ng/liter) per jaar



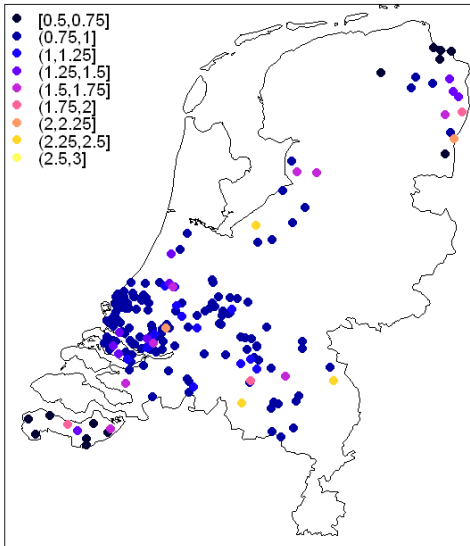
Metribuzin log concentratie 2001



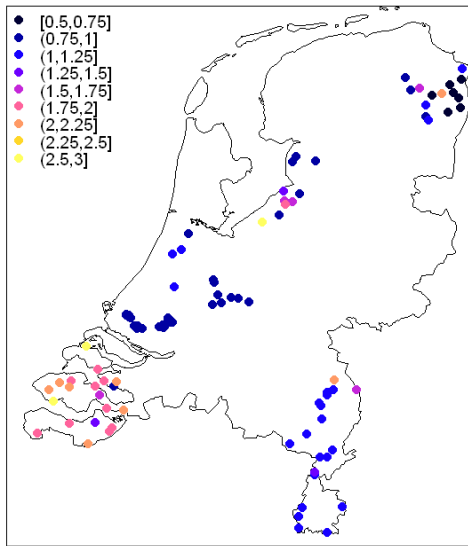
Metribuzin log concentratie 2002



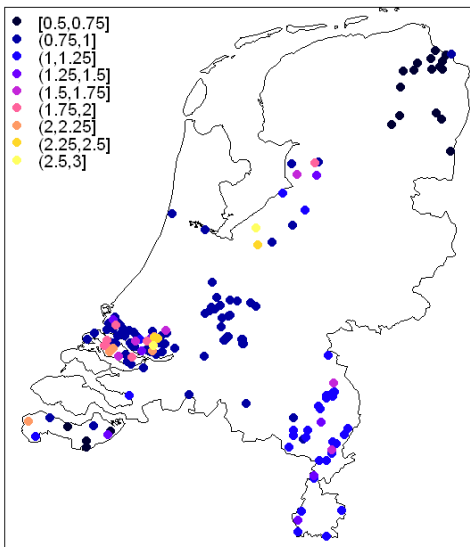
Metribuzin log concentratie 2003



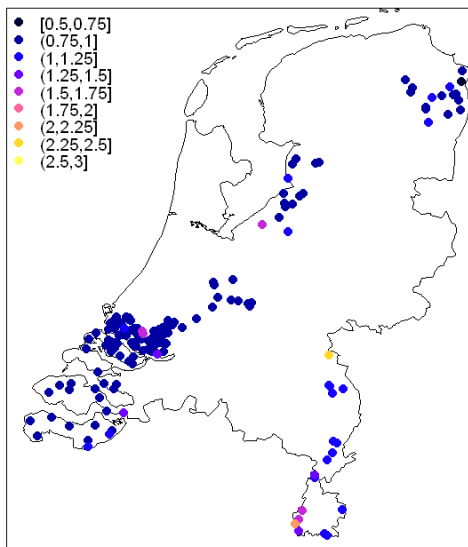
Metribuzin log concentratie 2004



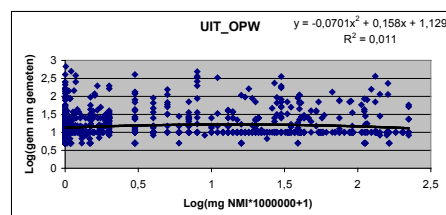
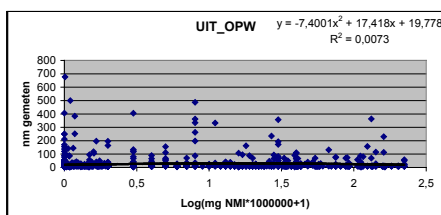
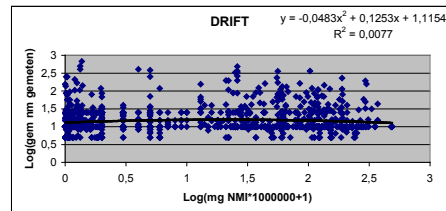
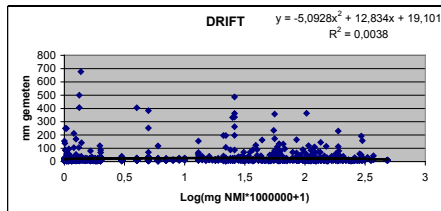
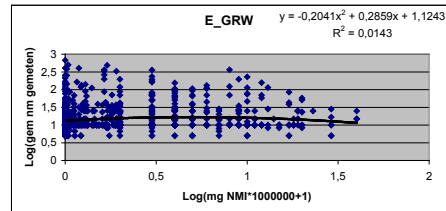
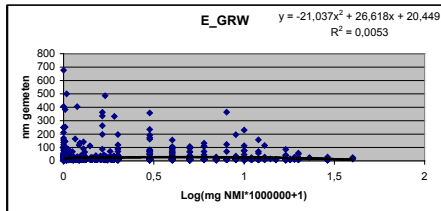
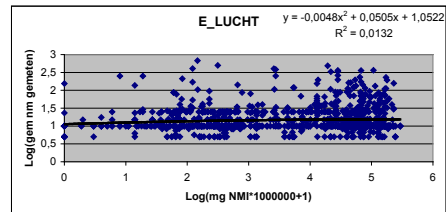
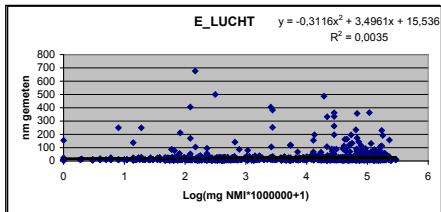
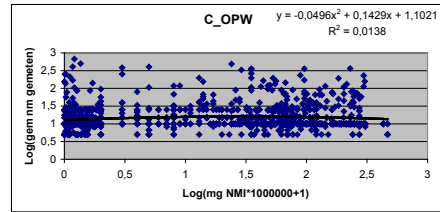
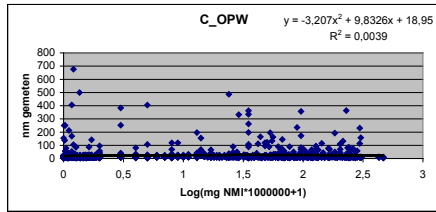
Metribuzin log concentratie 2005

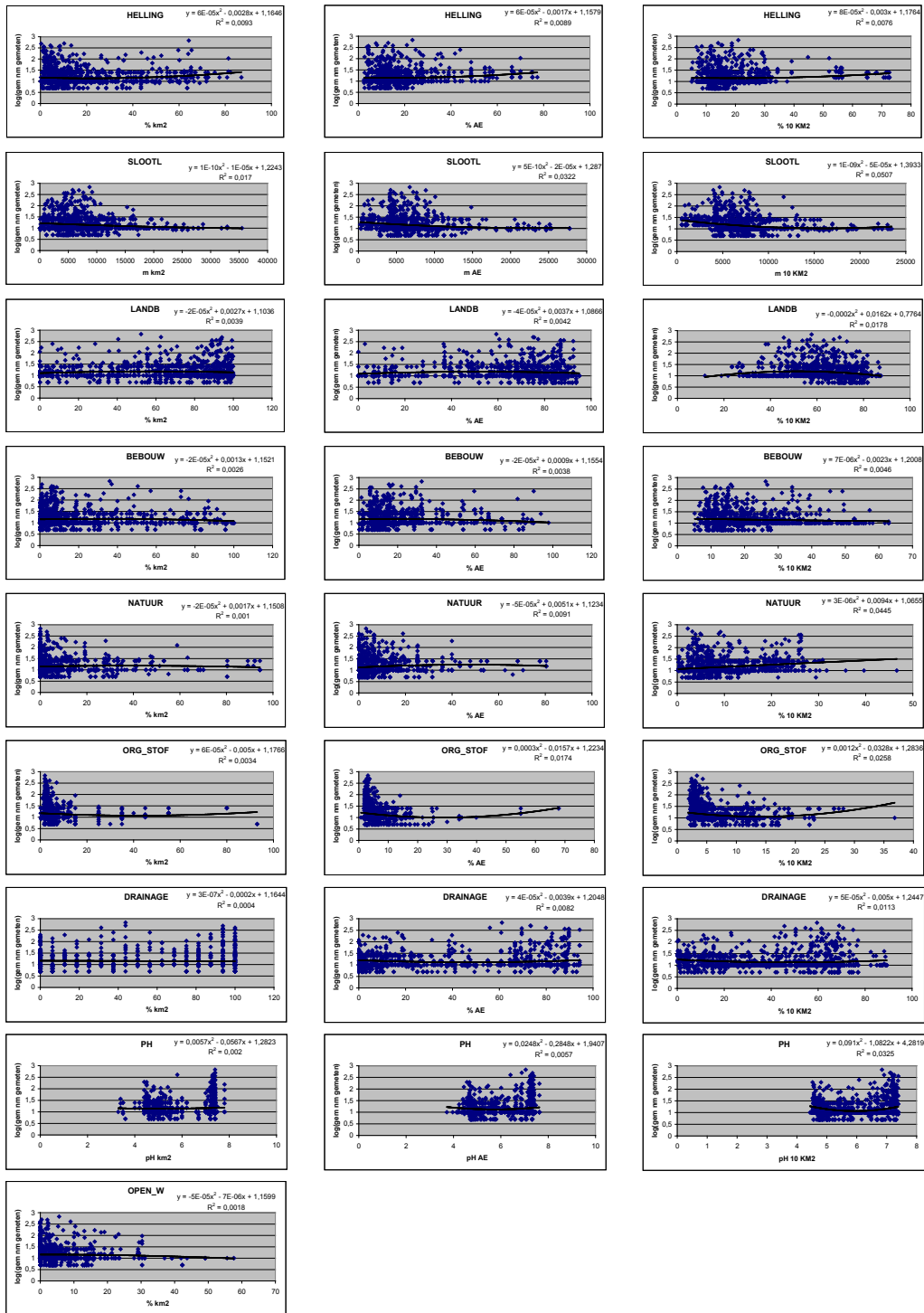


Metribuzin log concentratie 2006



Bijlage 4 Uitkomsten regressie-analyse metribuzin





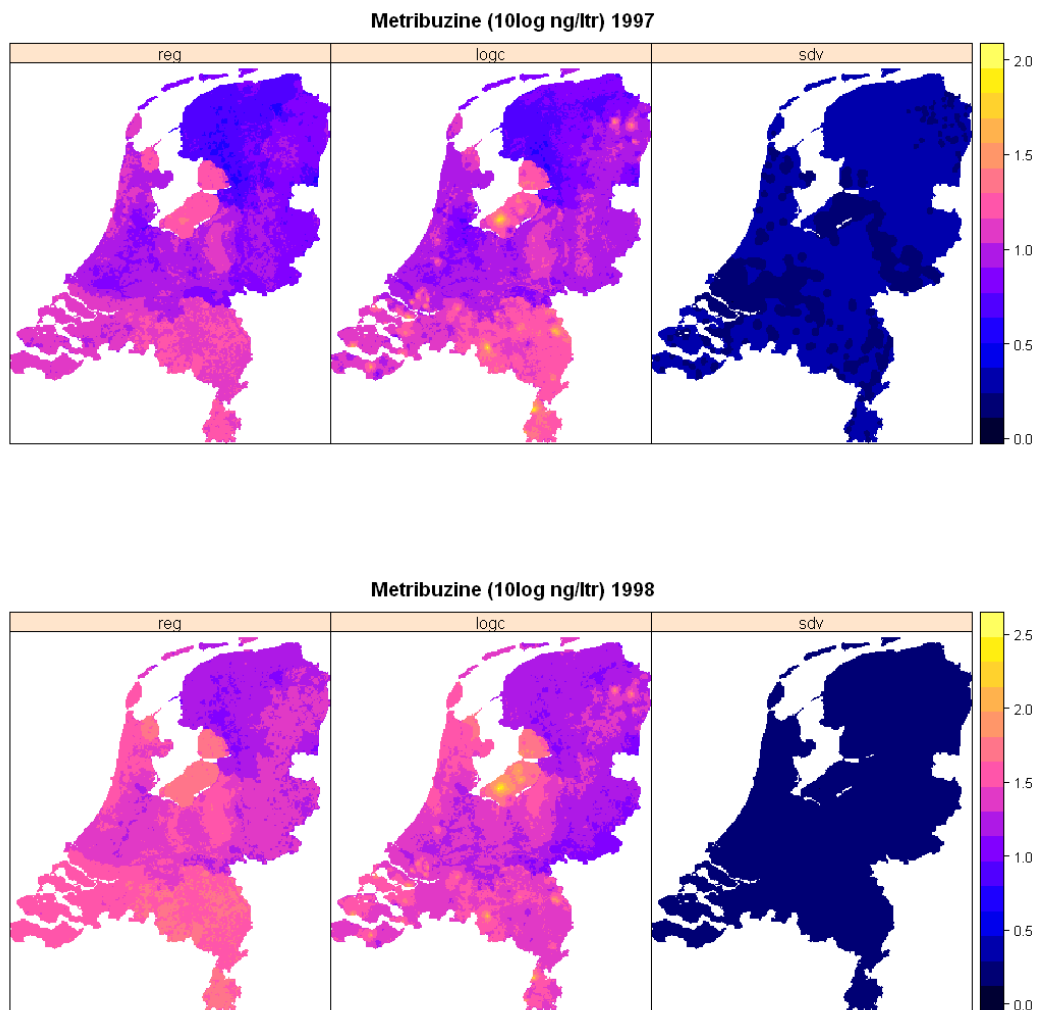
Regressiemodel metribuzin

Parameter	estimate	s.e.	t(1149)	t pr.
Constant	0.8246	0.0663	12.44	<.001
DRAINAGE	-0.000815	0.000404	-2.02	0.044
JAAR 1998	0.4725	0.0721	6.55	<.001
JAAR 1999	0.0638	0.0617	1.03	0.301
JAAR 2000	0.0539	0.0512	1.05	0.293
JAAR 2001	0.0229	0.0441	0.52	0.604
JAAR 2002	0.0426	0.0409	1.04	0.297
JAAR 2003	0.0593	0.0415	1.43	0.153
JAAR 2004	0.2718	0.0459	5.92	<.001
JAAR 2005	0.0984	0.0420	2.34	0.019
JAAR 2006	0.0120	0.0412	0.29	0.770
LANDBOUW	0.001248	0.000409	3.05	0.002
LBG14_NR 3	-0.1060	0.0854	-1.24	0.215
LBG14_NR 4	0.0125	0.0633	0.20	0.843
LBG14_NR 5	0.0839	0.0844	0.99	0.321
LBG14_NR 6	0.3619	0.0475	7.61	<.001
LBG14_NR 7	0.2074	0.0436	4.76	<.001
LBG14_NR 8	0.276	0.176	1.58	0.116
LBG14_NR 9	0.1444	0.0428	3.38	<.001
LBG14_NR 10	0.1437	0.0565	2.54	0.011
LBG14_NR 11	0.2641	0.0417	6.34	<.001
LBG14_NR 12	0.2209	0.0979	2.26	0.024
LBG14_NR 13	0.2846	0.0474	6.00	<.001
LBG14_NR 14	0.4758	0.0999	4.76	<.001
R10_KAALBOSNAT	0.00430	0.00183	2.34	0.019
R10_ORGSTOF	-0.00646	0.00331	-1.95	0.051
R10_avgHelling	-0.00291	0.00175	-1.66	0.097

Parameters for factors are differences compared with the reference level:

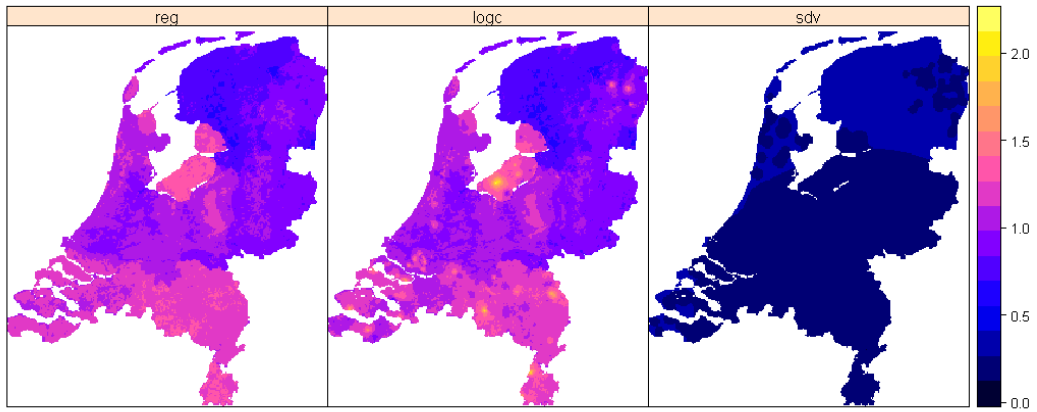
Factor Reference level
 JAAR 1997
 LBG14_NR 2

Bijlage 5 Kaarten regressie en regressie-kriging metribuzin per jaar

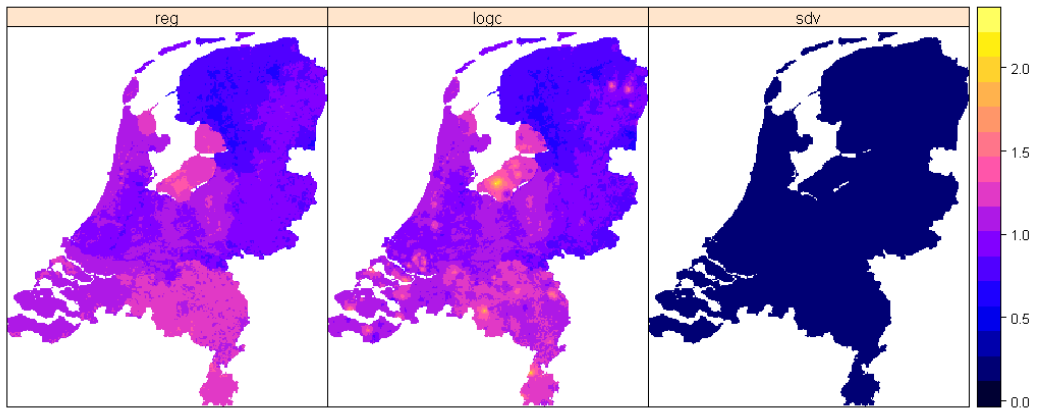


Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, sdv = (kriging) standaardafwijking.

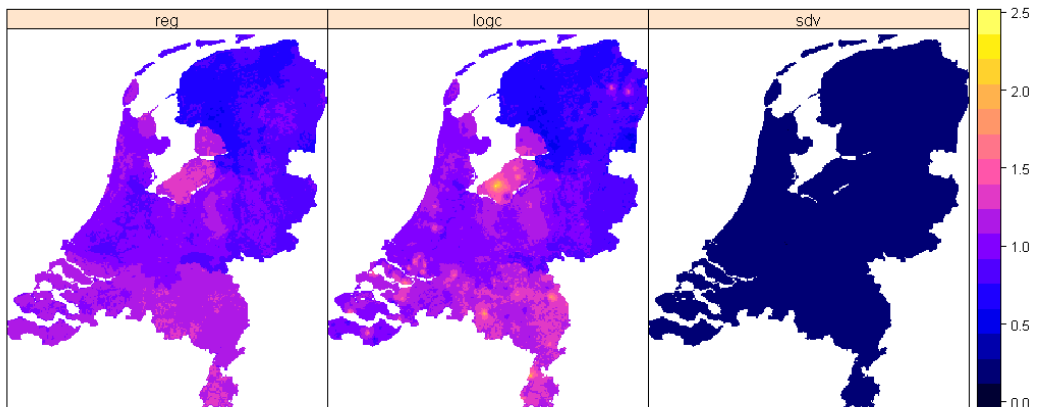
Metribuzine (10log ng/ltr) 1999



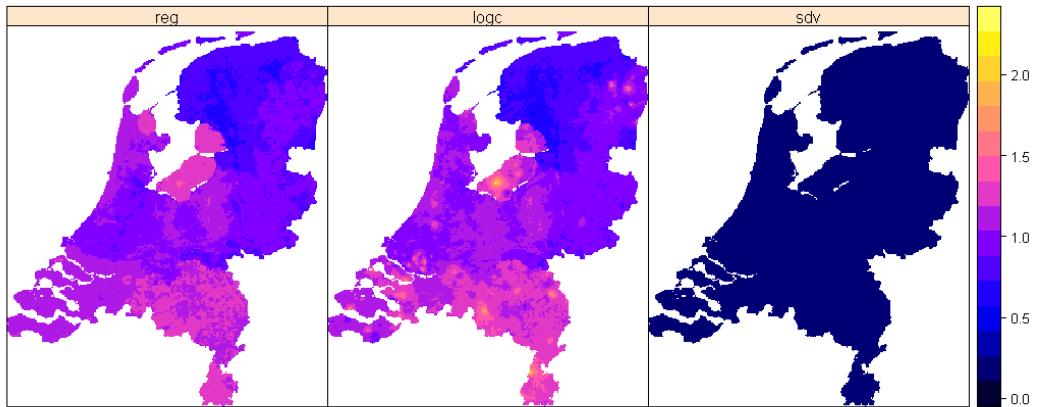
Metribuzine (10log ng/ltr) 2000



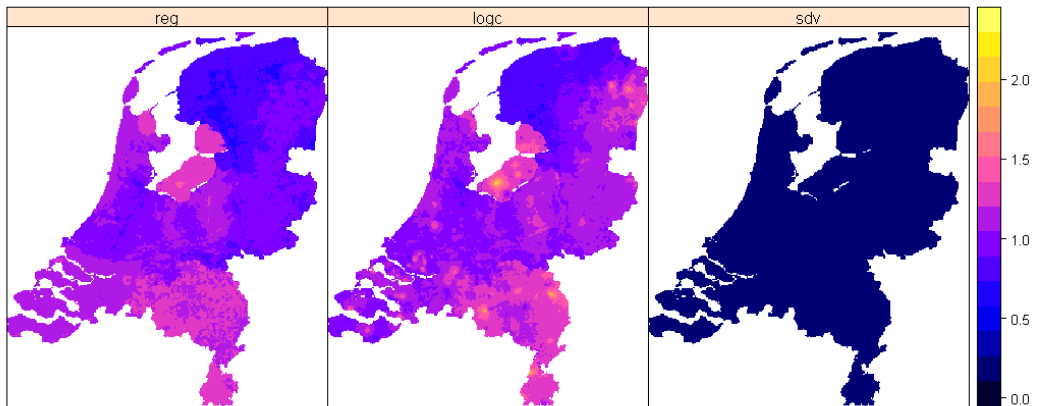
Metribuzine (10log ng/ltr) 2001



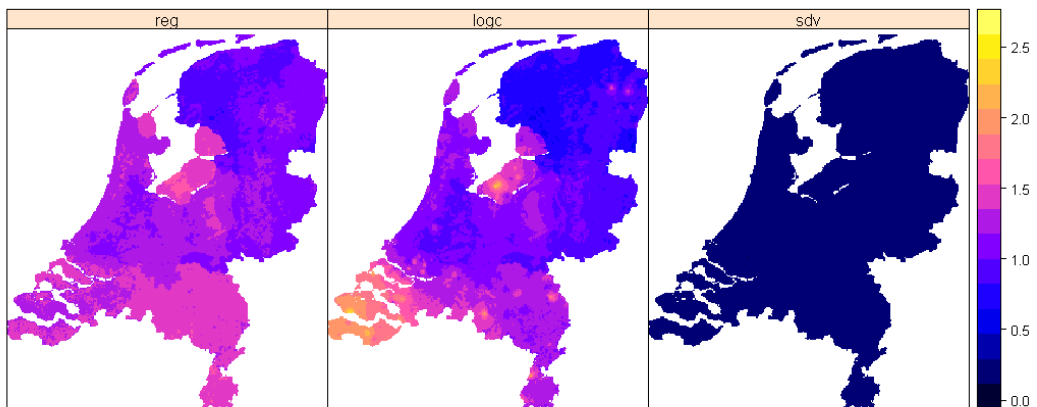
Metribuzine (10log ng/ltr) 2002



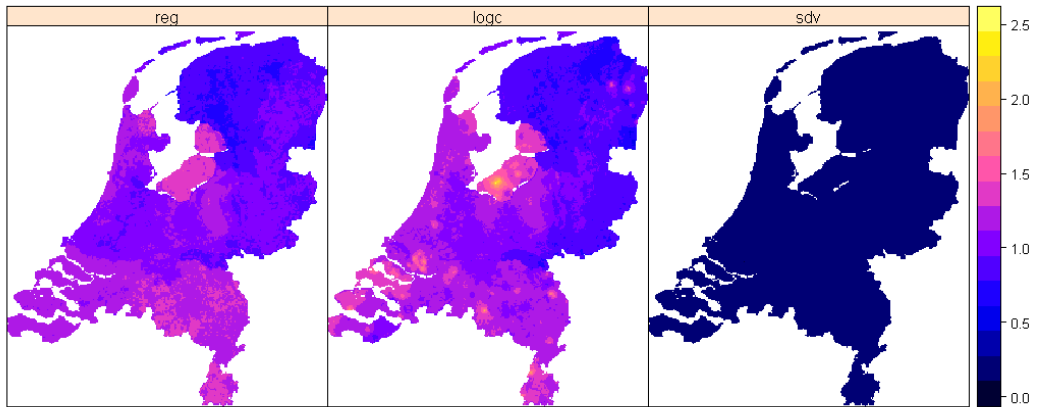
Metribuzine (10log ng/ltr) 2003



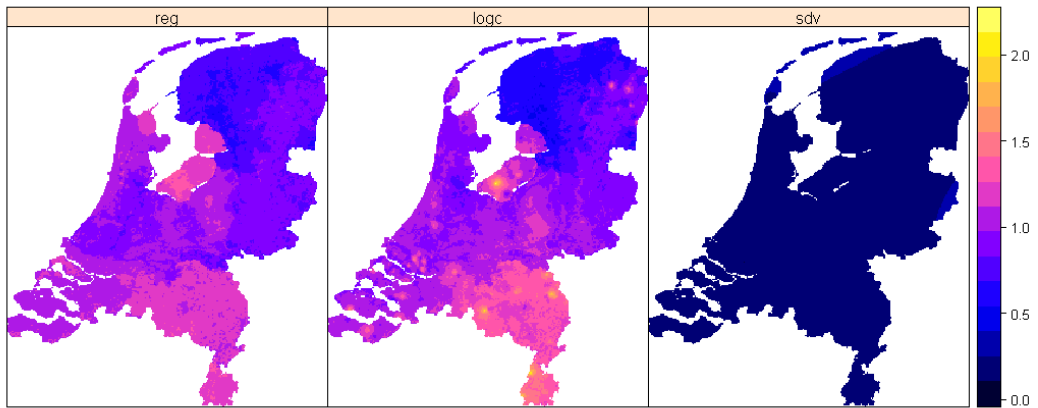
Metribuzine (10log ng/ltr) 2004



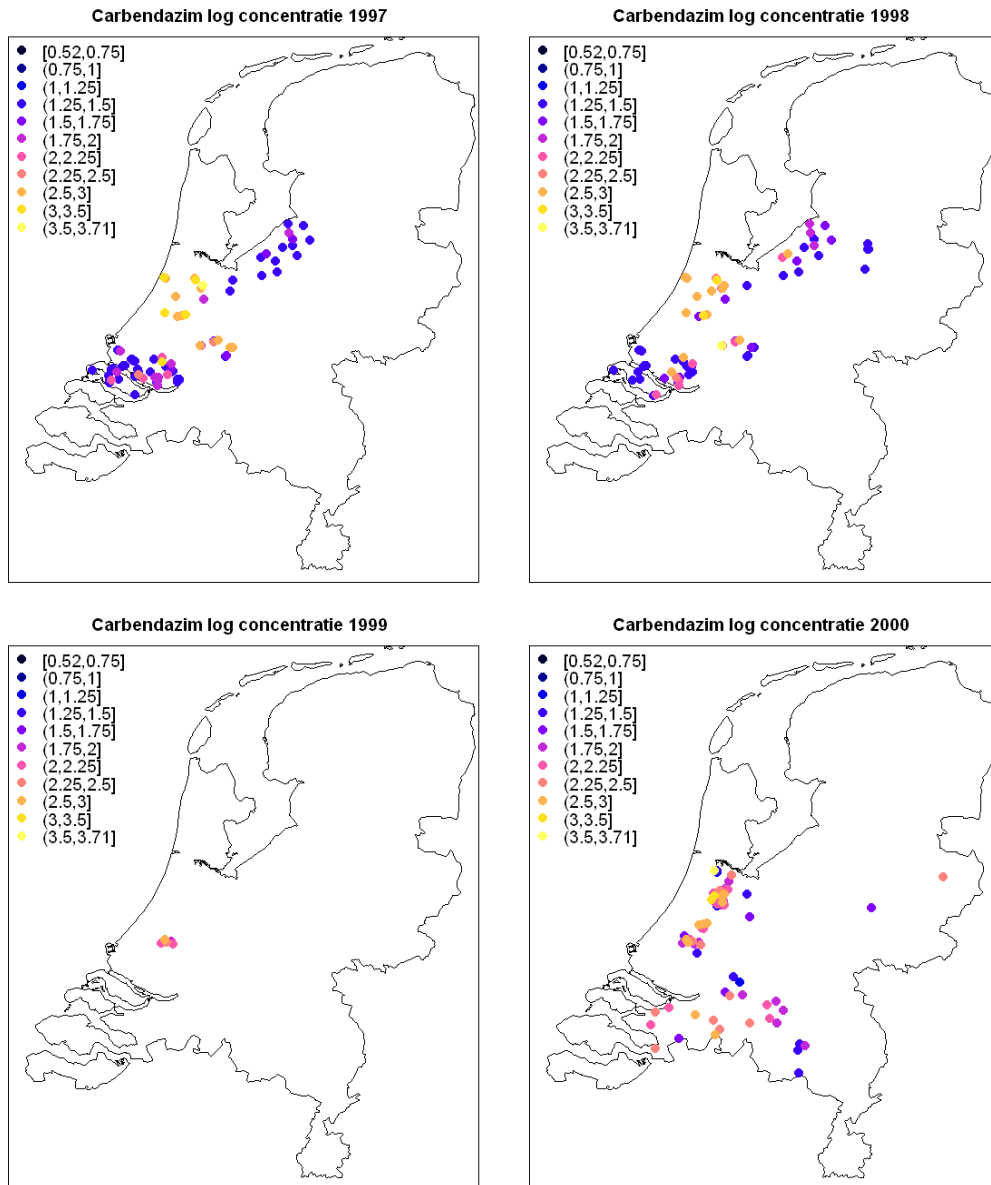
Metribuzine (10log ng/ltr) 2005



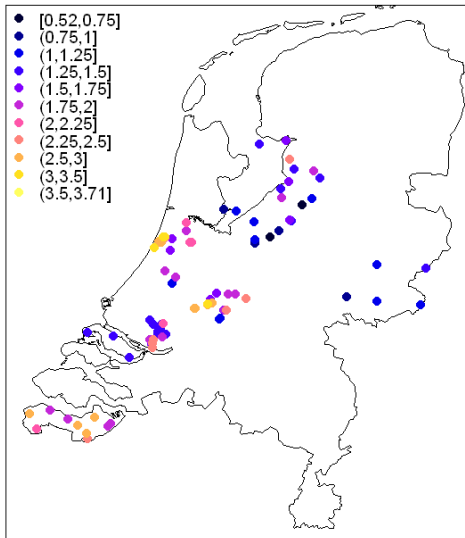
Metribuzine (10log ng/ltr) 2006



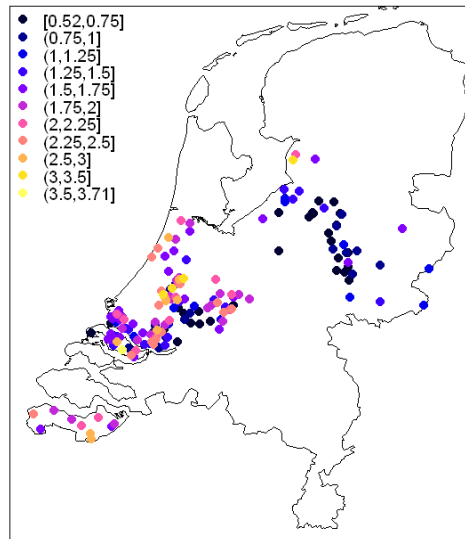
Bijlage 6 BMA-puntwaarnemingen seizoensgemiddelde concentraties carbendazim ($^{10}\log$ ng/liter) per jaar



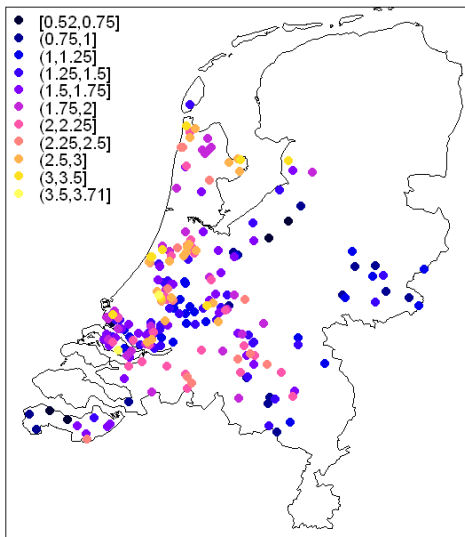
Carbendazim log concentratie 2001



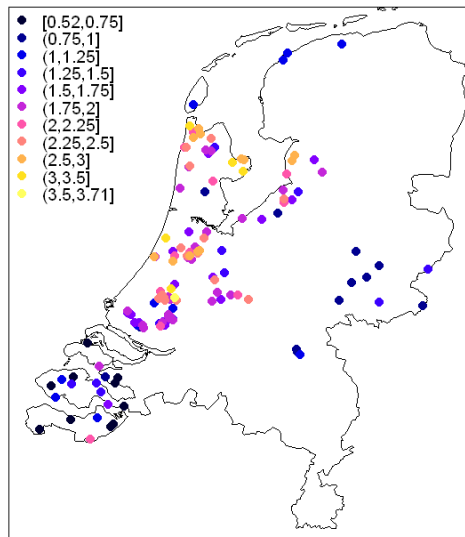
Carbendazim log concentratie 2002



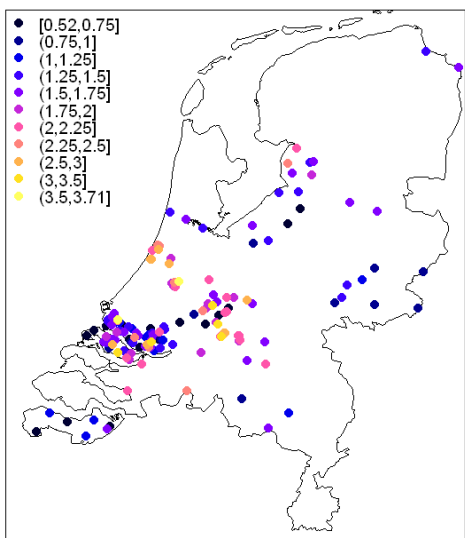
Carbendazim log concentratie 2003



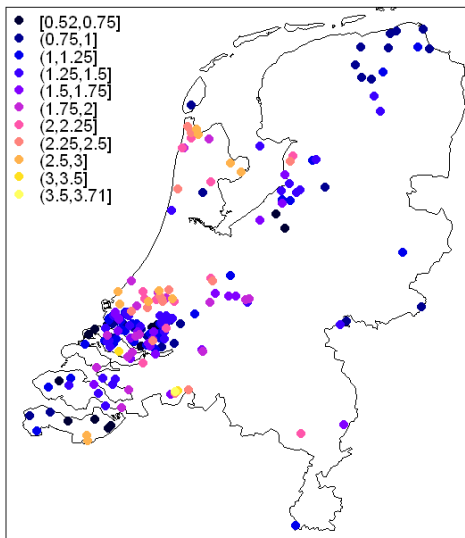
Carbendazim log concentratie 2004



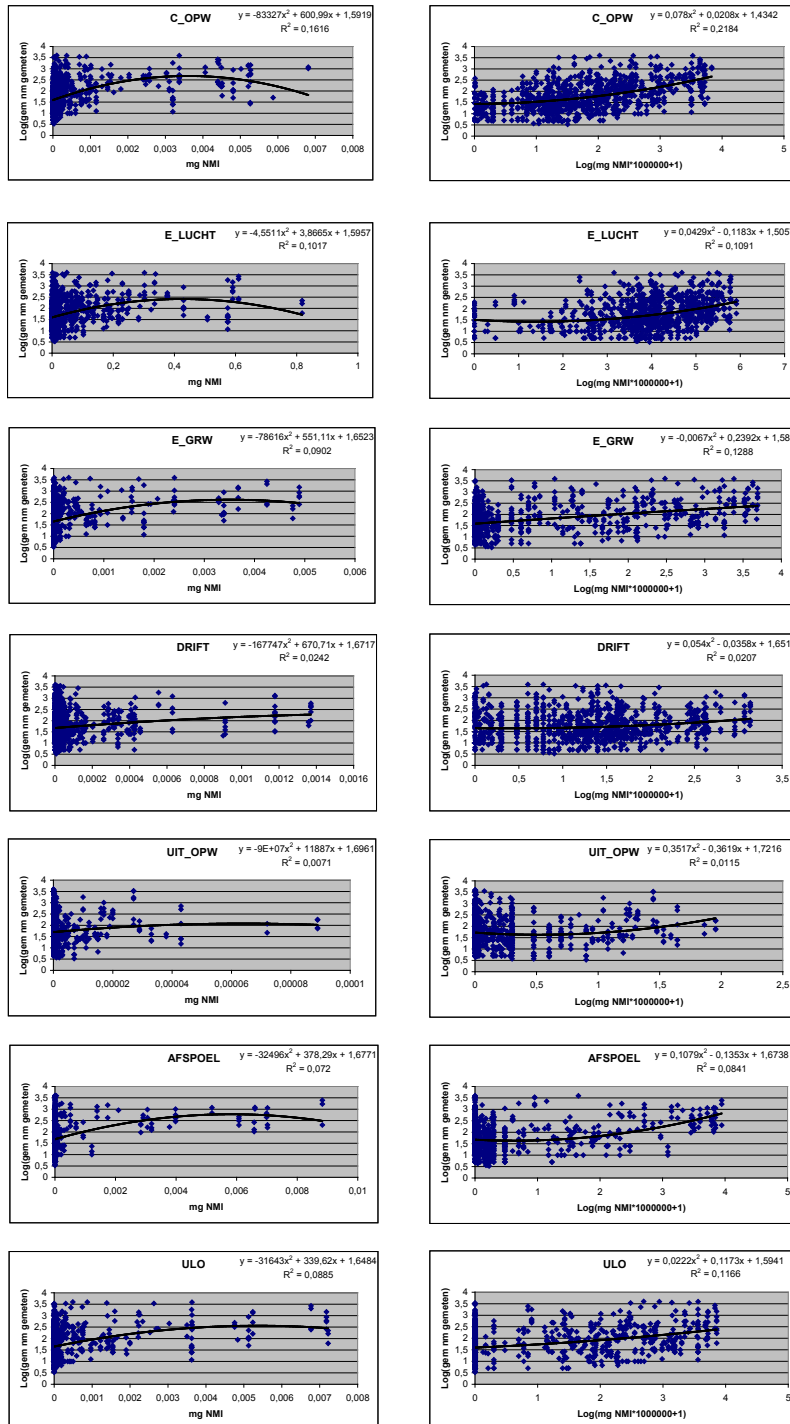
Carbendazim log concentratie 2005

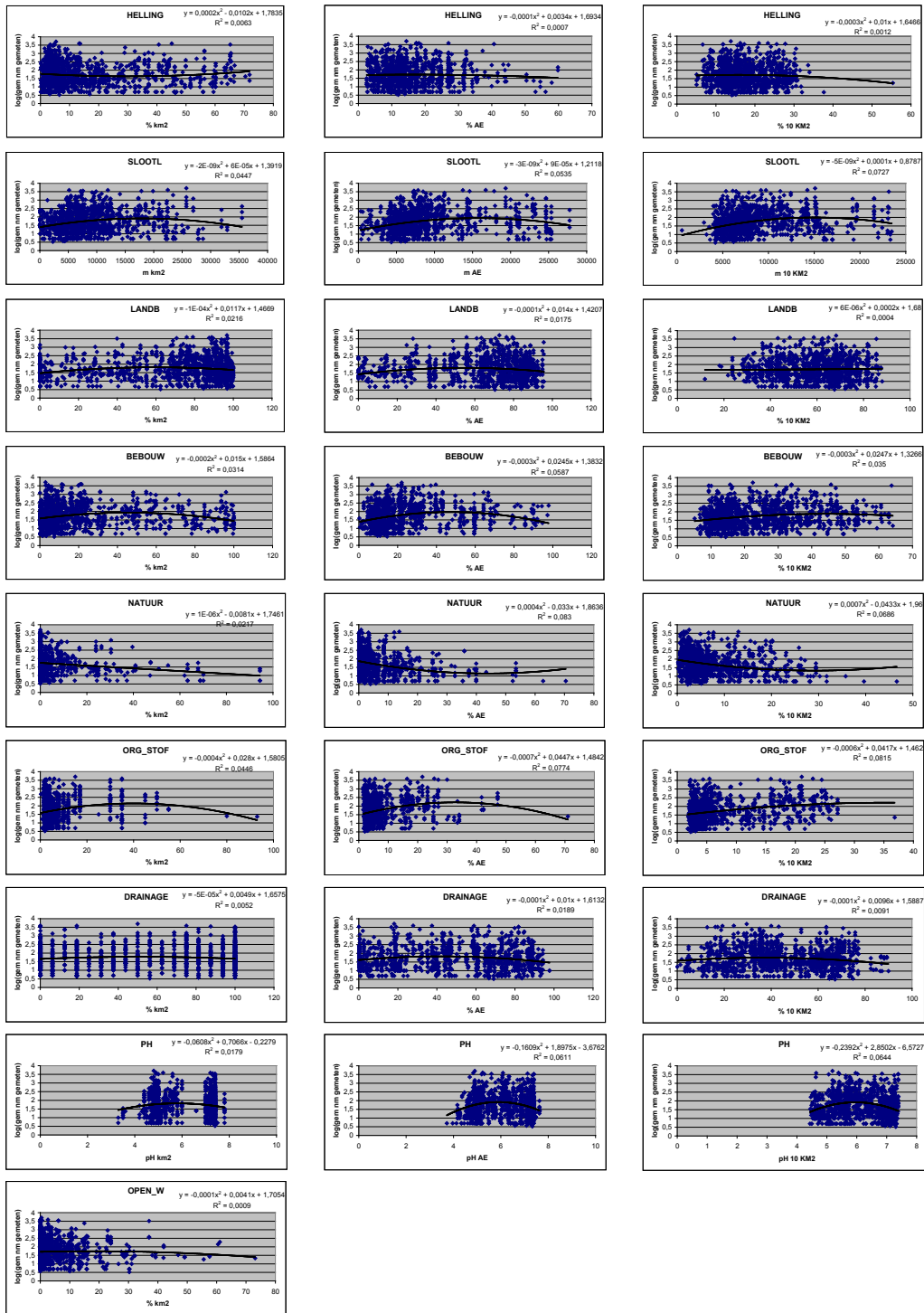


Carbendazim log concentratie 2006



Bijlage 7 Uitkomsten regressieanalyse carbendazim





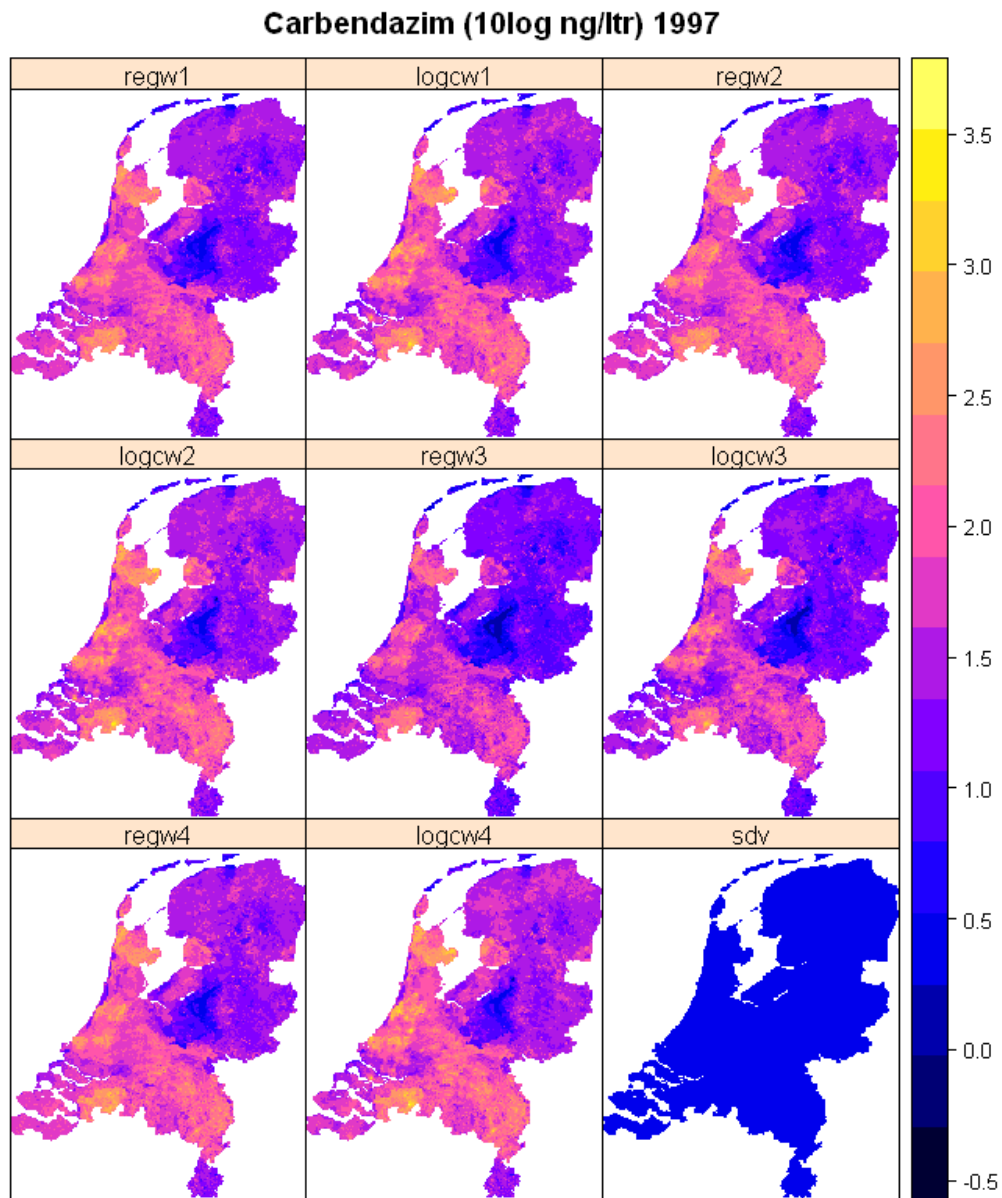
Regressiemodel carbendazim

Parameter	estimate	s.e.	t(1193)	t pr.
Constant	1.588	0.427	3.72	<.001
LBG14_NR 2	0.096	0.346	0.28	0.782
LBG14_NR 3	0.146	0.250	0.58	0.561
LBG14_NR 4	0.206	0.215	0.96	0.338
LBG14_NR 5	-0.095	0.231	-0.41	0.681
LBG14_NR 6	0.377	0.189	2.00	0.046
LBG14_NR 7	0.696	0.190	3.67	<.001
LBG14_NR 8	0.316	0.240	1.31	0.190
LBG14_NR 9	0.455	0.196	2.32	0.021
LBG14_NR 10	0.585	0.207	2.83	0.005
LBG14_NR 11	0.359	0.185	1.94	0.053
LBG14_NR 12	1.017	0.238	4.27	<.001
LBG14_NR 13	0.539	0.218	2.48	0.013
LBG14_NR 14	0.227	0.543	0.42	0.676
log_opwa	0.1969	0.0181	10.88	<.001
JAAR 1998	0.0352	0.0752	0.47	0.640
JAAR 1999	-0.068	0.231	-0.29	0.770
JAAR 2000	0.0784	0.0837	0.94	0.349
JAAR 2001	0.0639	0.0741	0.86	0.389
JAAR 2002	-0.1389	0.0628	-2.21	0.027
JAAR 2003	-0.1190	0.0596	-2.00	0.046
JAAR 2004	-0.1669	0.0656	-2.55	0.011
JAAR 2005	-0.1053	0.0631	-1.67	0.095
JAAR 2006	-0.3039	0.0602	-5.05	<.001
AEavg_KAALBOSNAT	-0.00845	0.00206	-4.10	<.001
R10_ORGSTOF	0.01524	0.00471	3.24	0.001
log_afspoel	0.0383	0.0150	2.56	0.011
R10_DRAINAGE	0.00571	0.00155	3.68	<.001
log_uit	-0.01009	0.00348	-2.90	0.004
WATERTCAT 2	-0.0054	0.0412	-0.13	0.896
WATERTCAT 3	-0.2280	0.0855	-2.67	0.008
WATERTCAT 4	0.0583	0.0649	0.90	0.369
LANDBOUW	-0.001532	0.000621	-2.47	0.014
log_drift	-0.0251	0.0130	-1.92	0.055
R10_pH	-0.1080	0.0566	-1.91	0.057

Parameters for factors are differences compared with the reference level:

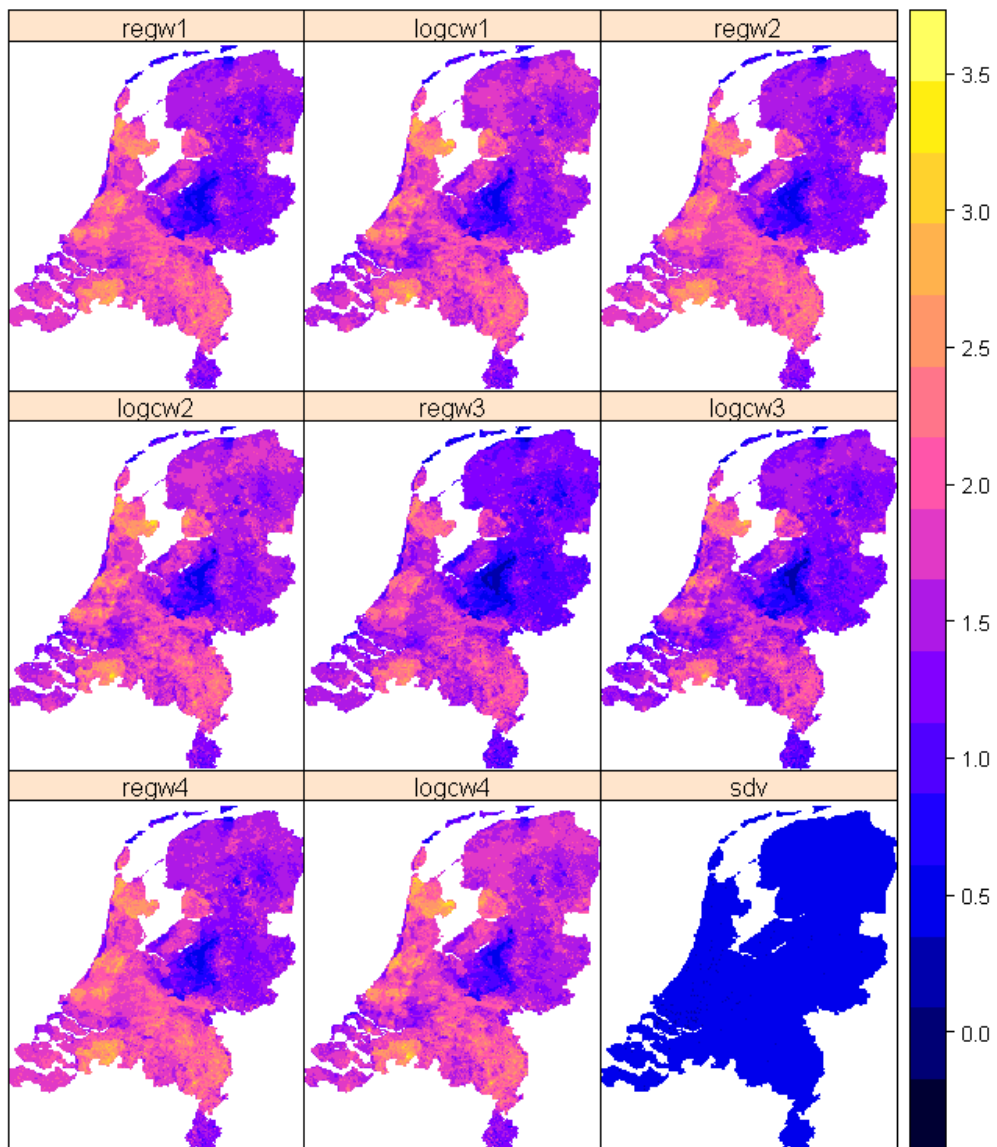
Factor Reference level
 LBG14_NR 1
 JAAR 1997
 WATERTCAT 1

Bijlage 8 Kaarten regressie en regressie-kriging carbendazim per jaar



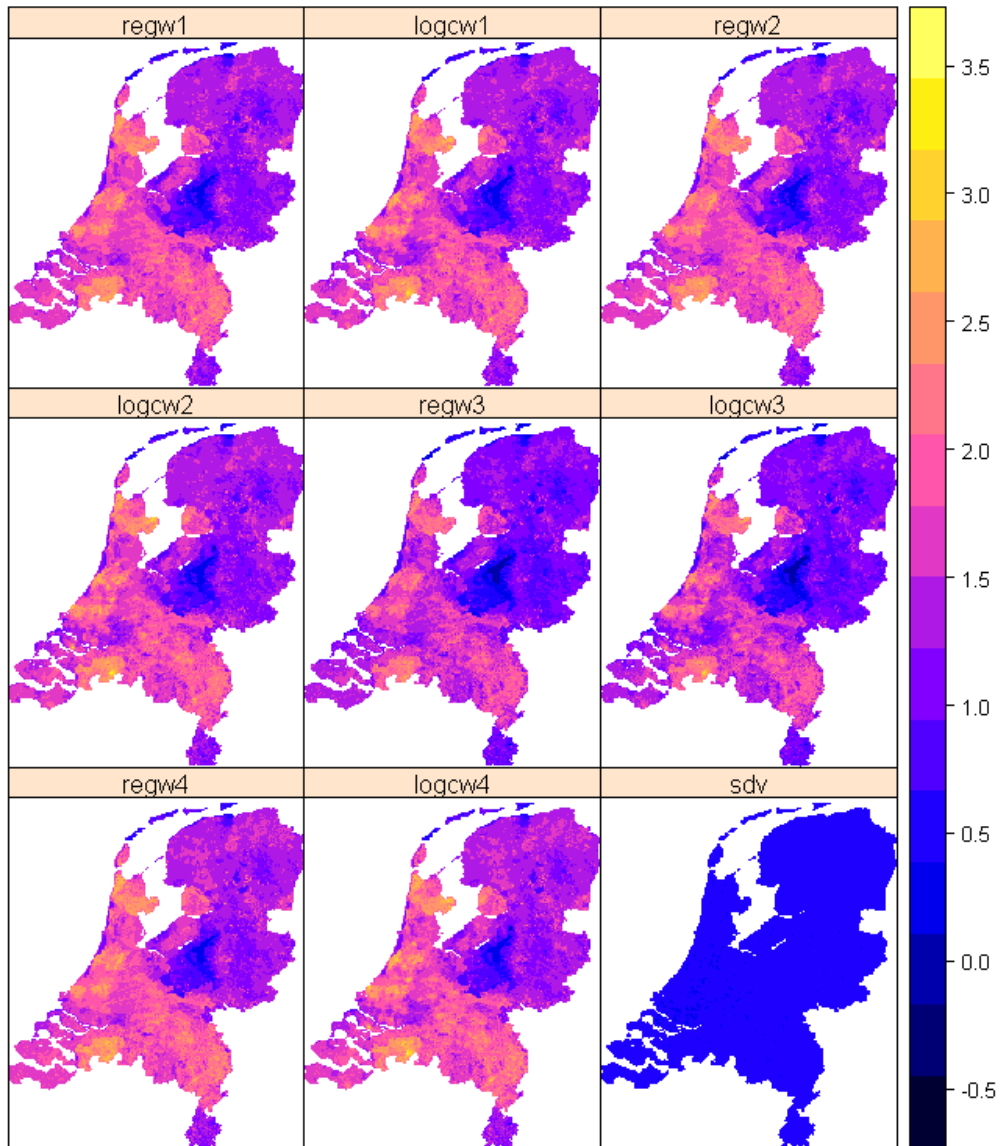
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 1998



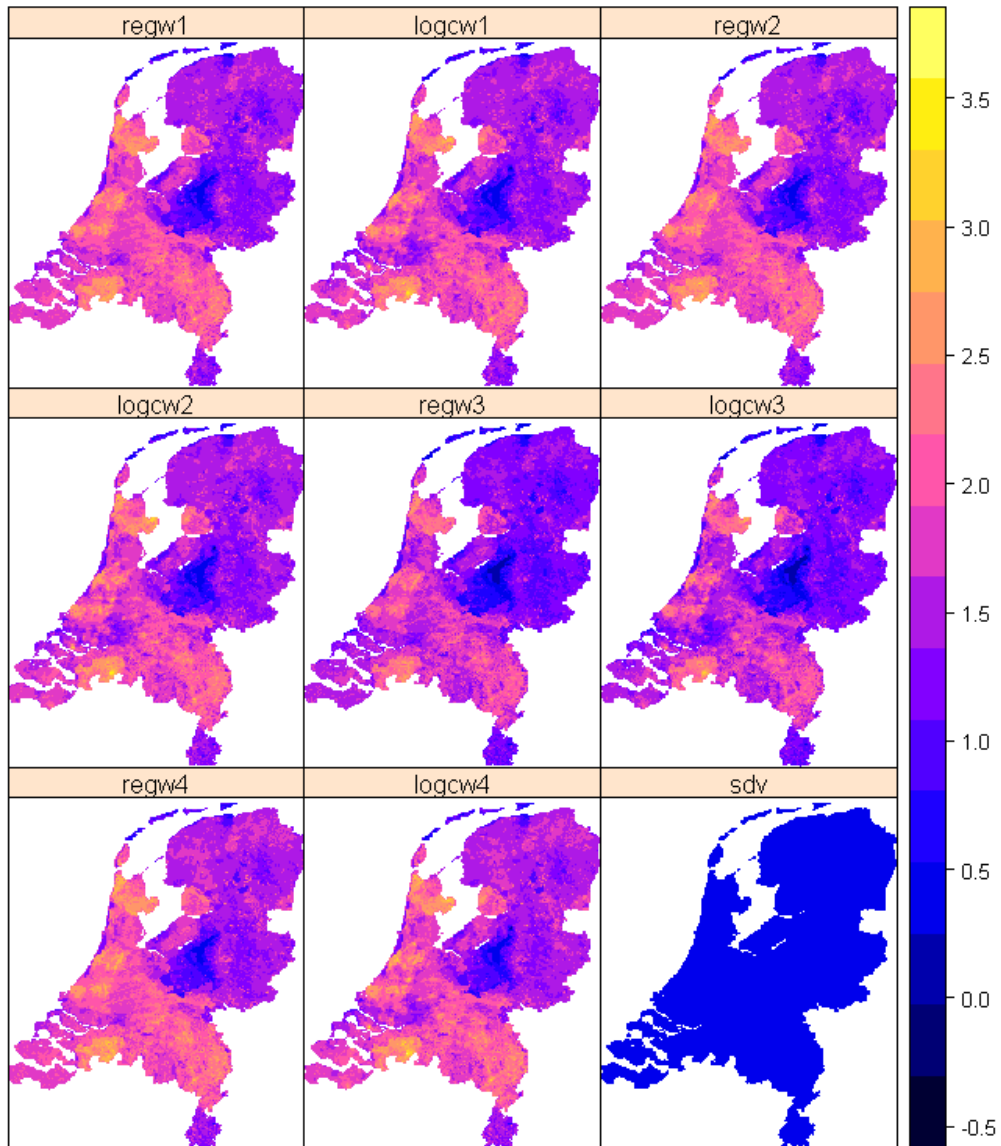
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 1999



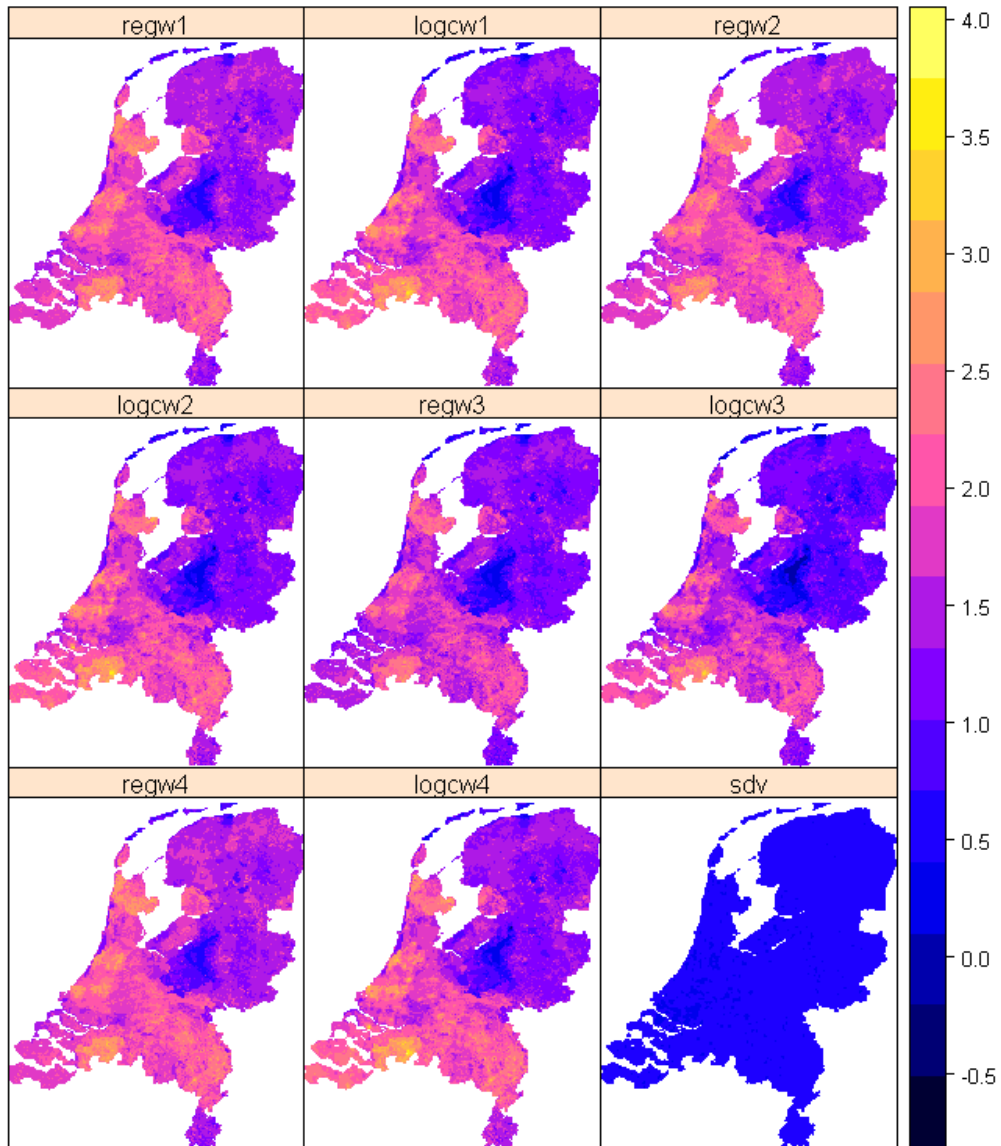
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2000



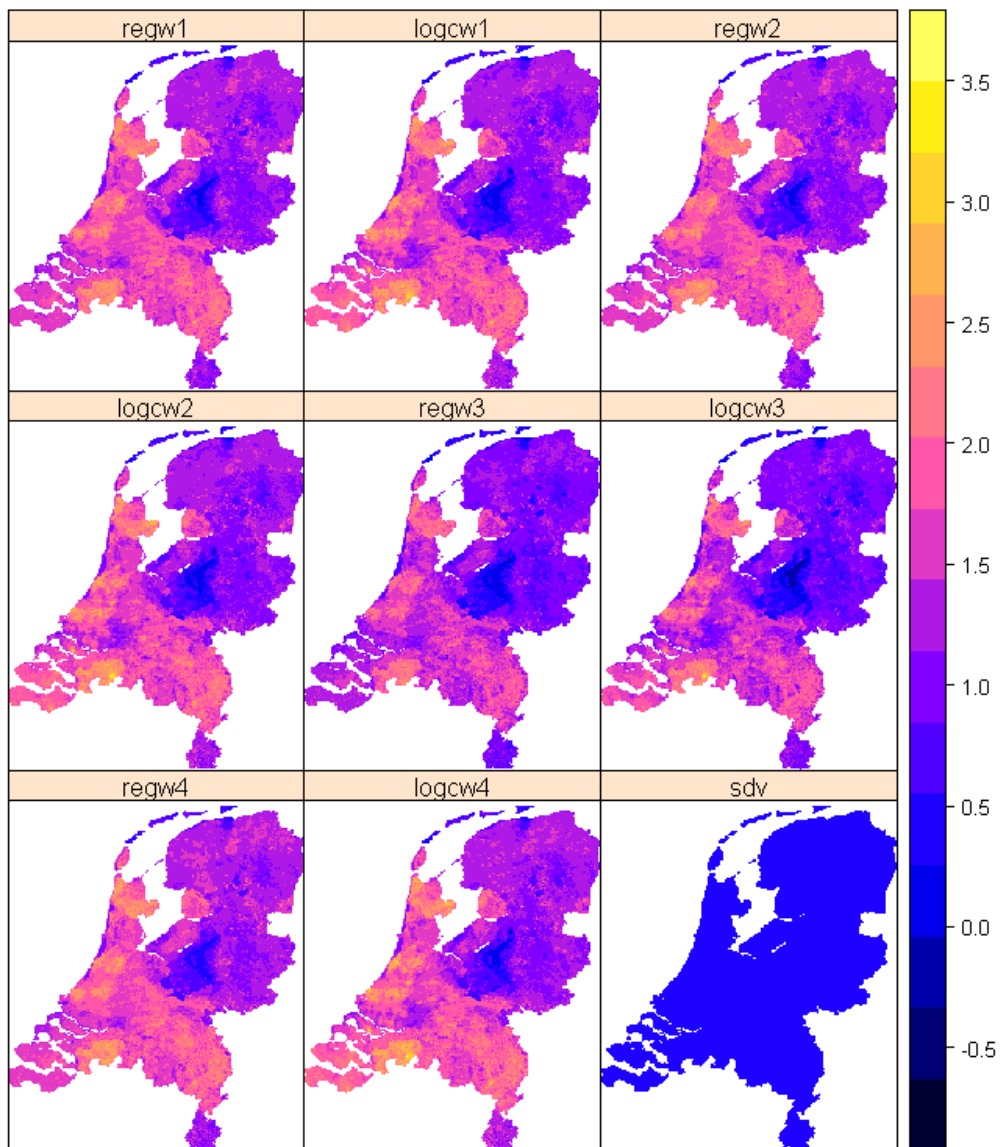
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2001



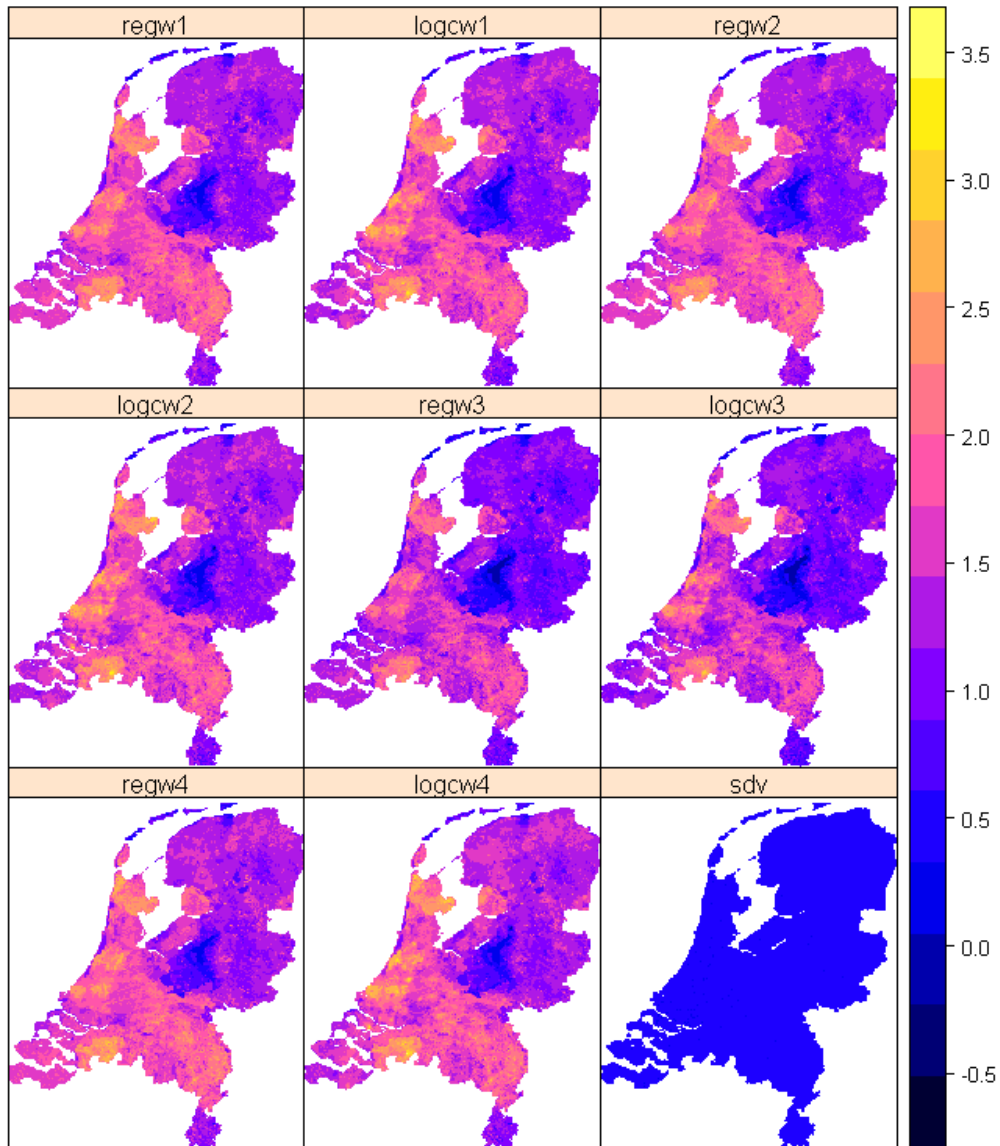
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2002



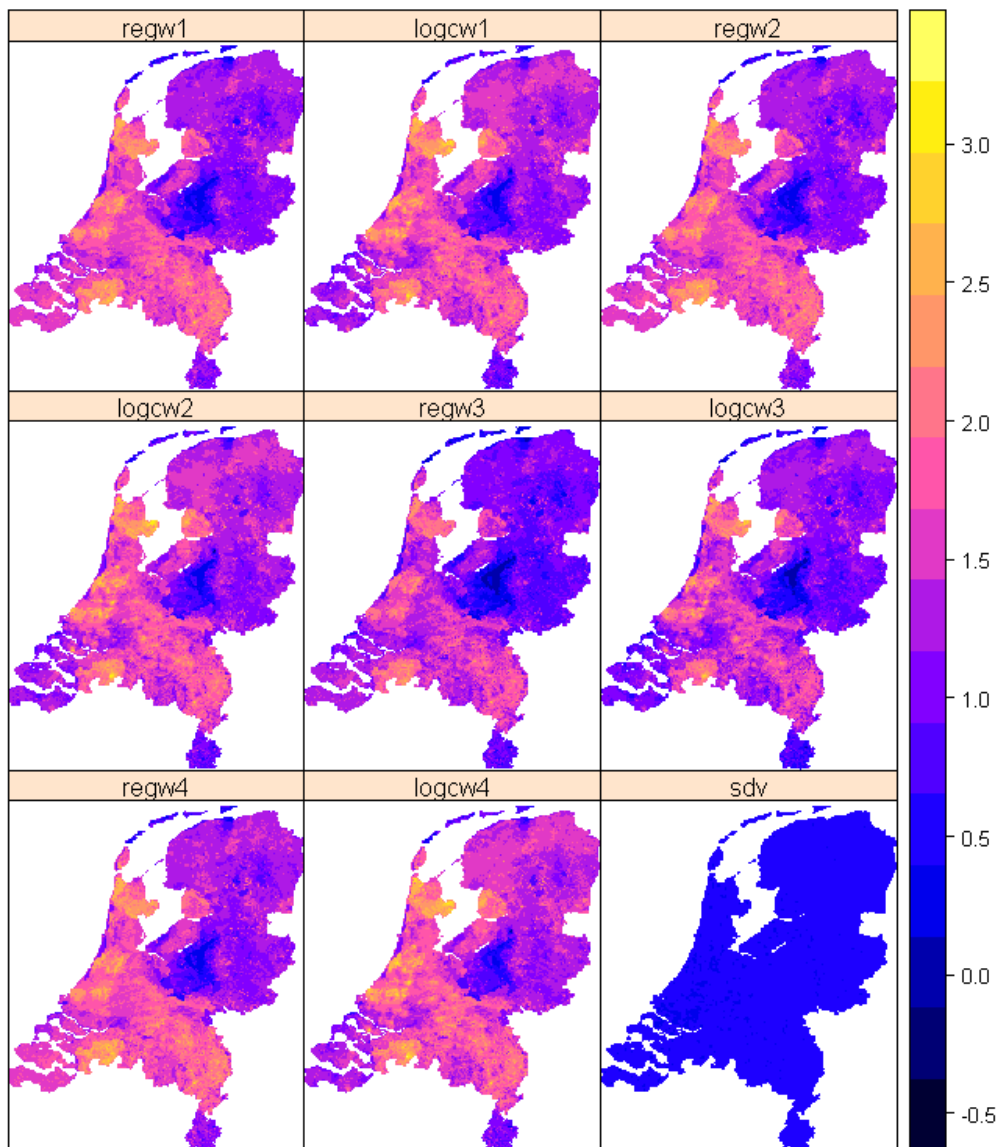
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2003



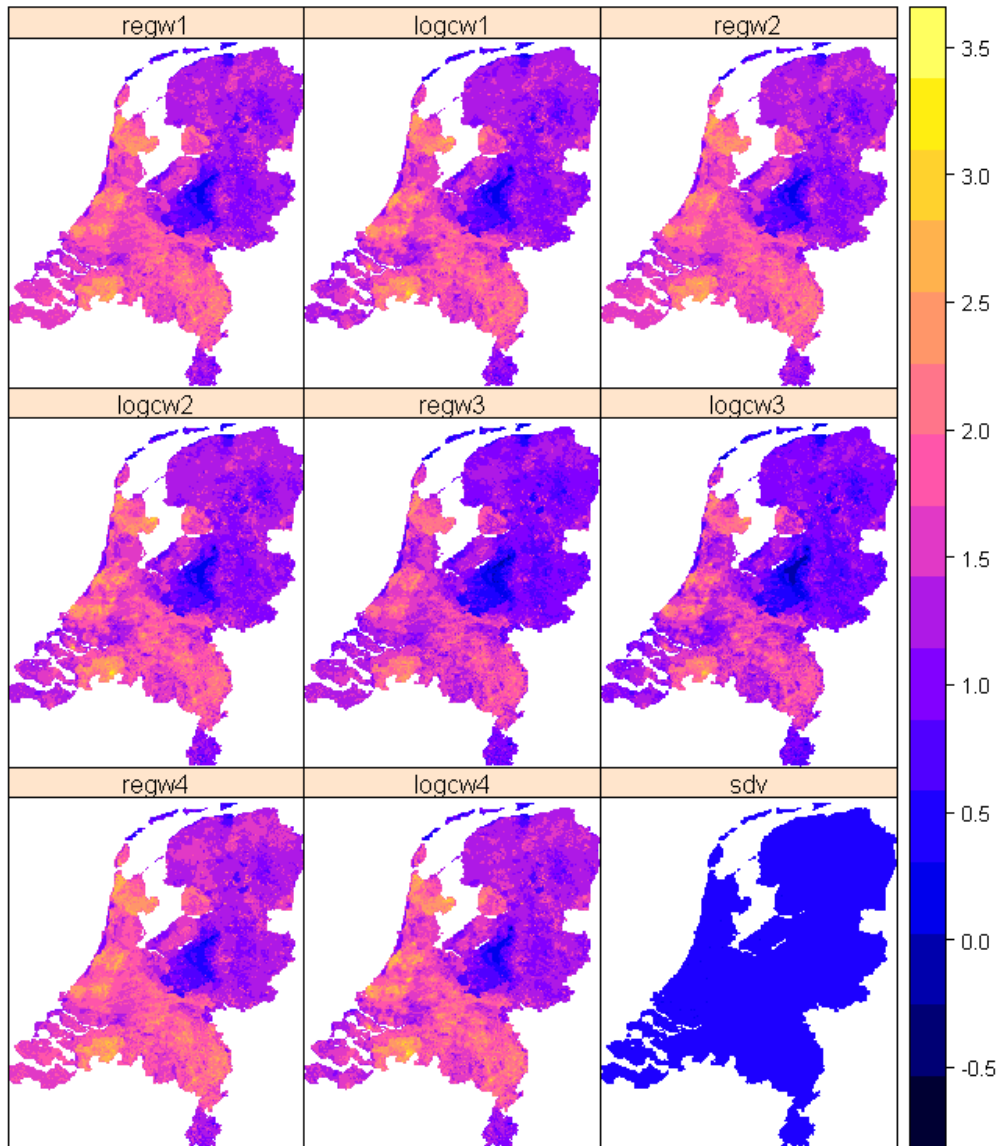
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2004



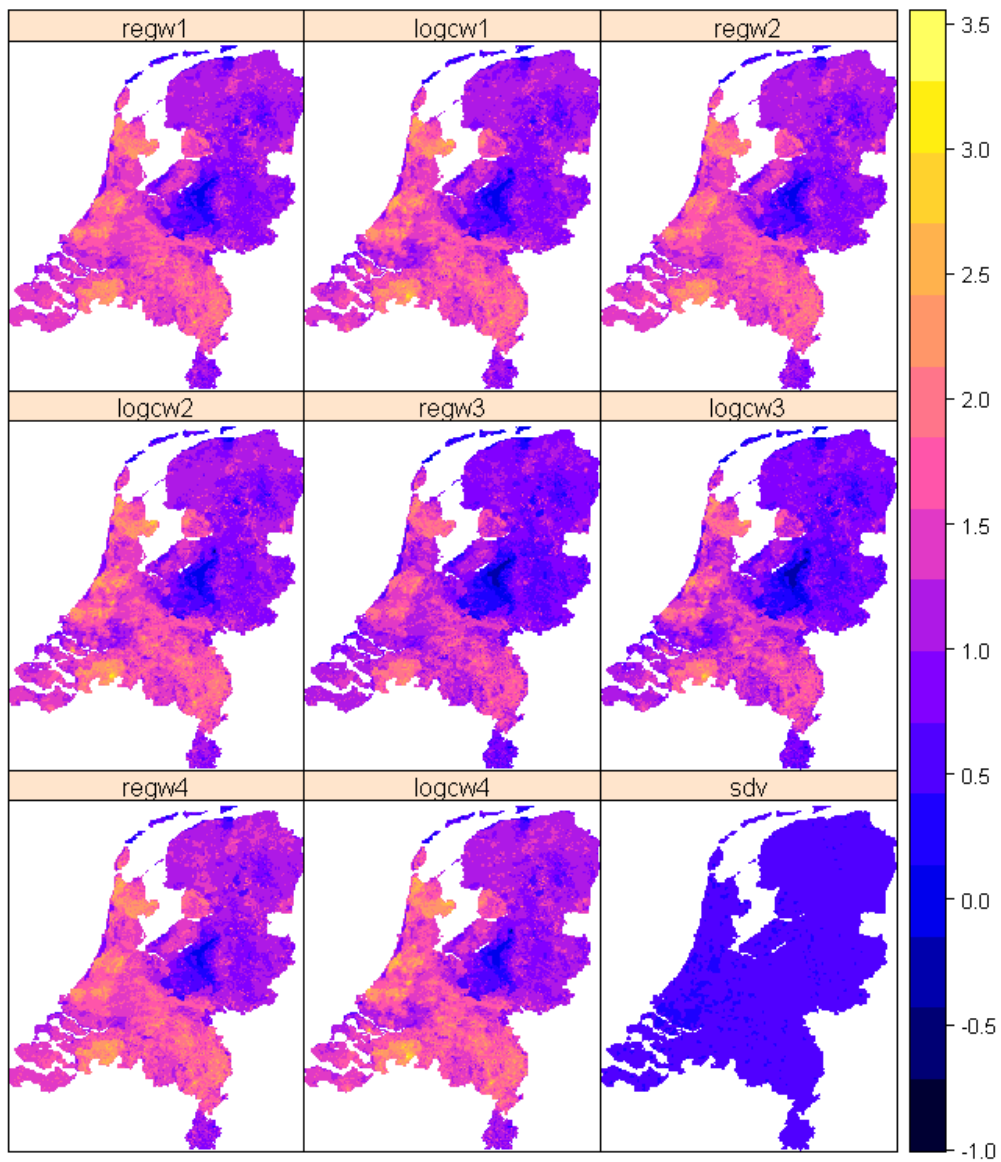
Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2005



Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Carbendazim (10log ng/ltr) 2006



Toelichting: reg = volgens regressiemodel; logc = volgens regressie-kriging, wi = i-de water-typecategorie, sdv = (kriging) standaardafwijking.

Bijlage 9 Aantal metingen per stof per jaar

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
8	simazine	1704.6	10	785	1212	1080	1498	1612	2372	2750	1228	2450	2059
46	lindaan (c-CHC)	1617.2	10	964	1520	1263	2028	1836	1991	1640	1278	1988	1664
4	atrazine	1569.7	10	684	1188	1012	1435	1487	2283	2401	911	2259	2037
79	diuron	1564.3	10	773	1136	992	1314	1352	1862	2637	1270	2333	1974
113	isoproturon	1513.3	10	772	982	900	1217	1473	1909	2245	1318	2317	2000
59	diazinon	1508.1	10	714	1068	1008	1800	1445	1867	2187	1250	1732	2010
142	parathion-ethyl	1448.8	10	785	1111	1009	1802	1402	1716	1977	1539	1291	1856
138	parathion-methyl	1441.1	10	688	1051	956	1710	1504	1647	2041	1533	1433	1848
132	mevinfos	1433.6	10	825	1045	1015	1810	1395	1831	2033	1381	1307	1694
150	pirimicarb	1404.5	10	440	748	890	1193	1303	2000	2394	1118	1857	2102
9	endosulfan, alfa-	1339.9	10	967	1414	1178	1716	1171	1263	1233	1186	1742	1529
6	dichloorvos	1306.6	10	851	1145	939	1822	1047	1148	2045	1234	1215	1620
131	metoxuron	1249.6	10	770	976	869	1200	1046	1400	1933	1013	1524	1765
115	linuron	1234.4	10	578	871	877	1179	989	1363	2084	1063	1539	1801
47	chloridazon	1232.1	10	701	888	812	1086	1177	1284	1485	1166	1820	1902
74	dimethoaat	1180.4	10	481	596	410	1116	1110	1425	1823	1111	1764	1968
103	hexachloorbenzeen	1122.4	10	711	965	584	1445	1351	1385	914	1007	1597	1265
57	chloortoluron	1081.1	10	567	830	856	1148	1003	1254	1801	901	1053	1398
116	malathion	1069.4	10	688	1051	843	1601	93	393	1131	1139	1729	2026
117	methabenzthiazuron	1054.8	10	567	856	816	1121	1248	1629	1425	882	859	1145
84	endrin	1047.6	10	709	870	620	1465	1152	1281	875	870	1475	1159
17	aldrin	1045.3	10	755	912	624	1469	1151	1283	875	871	1353	1160
45	chloorfenvinfos	1032.7	10	332	558	237	1046	1085	1240	1672	924	1684	1549

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
69	dieldrin	1032.3	10	755	1055	624	1465	1018	1148	875	870	1353	1160
343	endosulfan	1027.3	3	9								1546	1527
134	monolinuron	997.9	10	236	343	843	1116	928	1266	1639	1070	1249	1289
123	metobromuron	994.8	10	567	831	854	1135	880	1143	1502	868	1022	1146
105	heptachloor-epoxide	980.8	10	547	717	520	1338	1002	1275	876	1086	1413	1034
106	heptachloor	957.5	10	611	780	540	1383	1112	1272	857	547	1345	1128
161	pyrazofos	957.4	10	504	731	263	319	1137	1402	1260	1035	1383	1540
124	metribuzin	952.8	10	352	262	630	865	895	1040	1778	924	1448	1334
43	carbendazim	949.1	10	709	630	283	591	837	1110	1763	1040	1210	1318
184	tolclofos-methyl	944.8	10	440	688	270	1236	778	1278	1605	762	968	1423
44	chloorbromuron	913.4	9		103	689	944	854	1127	1506	868	984	1146
23	azinfos-methyl	900.9	10	598	557	308	746	963	1164	1172	916	1133	1452
439	DDT, 44	889.0	10	231	263	531	1342	1075	1239	844	875	1340	1150
180	terbutryn	844.3	10	269	345	255	586	940	1145	1599	536	1212	1556
155	propachloor	841.1	10	181	345	666	862	895	1048	1134	730	1286	1264
137	metazachloor	840.8	10	188	300	186	407	756	987	1412	757	1611	1804
435	DDD, 44	838.0	10	115	148	531	1342	1088	1241	844	875	1217	979
49	chloorprofam (CIPC)	834.7	10	390	399	157	377	492	691	1547	1017	1518	1759
88	ethoprofos	819.6	10	1	317	755	767	800	979	1387	829	1309	1052
118	MCPA	815.9	10	520	559	357	653	622	843	1354	848	1205	1198
121	mecoprop	808.5	10	518	555	356	655	626	848	1356	830	1169	1172
53	chloroxuron	805.4	10	279	140	754	1023	806	1079	1445	811	645	1072
437	DDE, 44	803.4	10	115	148	531	1341	1068	1233	824	551	1153	1070
144	pentachloorfenol	803.2	10	581	711	315	687	959	1022	943	665	1148	1001
158	propoxur	796.8	10	281	457	268	677	857	1042	1343	860	934	1249
172	triazofos	792.9	10	420	468	162	683	768	1355	1283	811	854	1125
122	metamitron	788.1	10	413	292	169	426	631	490	1080	949	1478	1953

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
25	endosulfan, beta-	782.1	10	662	848	691	920	473	920	1053	638	766	850
39	carbofuran	752.8	10	207	360	173	512	815	933	1407	698	1086	1337
179	terbutylazin	751.9	10	236	225	177	357	881	1049	1349	657	1319	1269
18	aldicarb	740.1	10	133	312	671	933	635	829	1024	825	933	1106
222	ethofumesaat	738.6	8	9	65			455	619	1050	1085	1224	1402
438	DDT, 24	735.1	7	231	263	531	1031				875	1236	979
107	heptenofos	729.6	10	262	395	82	637	624	1261	1300	811	792	1132
434	DDD, 24	727.1	7	115	148	519	1339				875	1119	975
194	2,4-D	726.0	10	570	667	376	651	621	835	1224	641	747	928
92	fenthion	724.3	10	276	426	105	645	772	1278	1145	745	648	1203
178	telodrin	719.2	10	485	567	463	973	779	970	714	646	780	815
31	azinfos-ethyl	718.8	10	338	579	220	674	613	1054	1230	900	739	841
61	dichlobenil	716.2	9	377	485	719	1063		4	772	597	880	1549
50	chloorpyrifos	712.0	10	14	145	197	291	785	732	859	847	1771	1479
26	bentazon	704.9	10	349	421	405	531	458	635	1197	810	1087	1156
524	diethyltoluamide (DEET)	701.7	6					476	320	582	652	1180	1000
136	metolachloor	701.5	10	98	239	769	1106	912	763	829	523	778	998
695	dimethylaminosulfotoluidide (DMST)	698.0	3								314	576	1204
114	isodrin	692.2	10	229	418	509	1008	659	880	457	543	1132	1087
190	vinchlozolin	679.0	10	368	578	83	536	579	685	1102	408	1084	1367
82	disulfoton	675.7	10	276	523	192	590	693	1181	948	652	641	1061
83	endosulfansulfaat	668.5	10	815	860	716	831	475	712	658	482	485	651
22	aminomethylfosforzuur (AMPA)	657.4	10	312	264	165	286	478	701	1272	766	920	1410
436	DDE, 24	652.9	7	115	148	556	1085				551	1131	984
102	glyfosaat	628.5	10	312	264	165	318	472	702	1173	619	876	1384
42	carbaryl	619.0	10	108	96	265	464	720	839	1059	750	726	1163
3	DDT	611.3	10	233	338	387	1015	910	896	155	144	1008	1027

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
51	chloorthalonil	608.7	10	66	39	610	600	162	454	1257	714	821	1364
231	imidacloprid	594.2	5		65					80	819	917	1090
119	MCPB	592.3	10	313	381	246	544	569	781	994	556	704	835
112	iprodion	578.5	10	498	707	180	591	298	308	611	560	803	1229
196	2,4,5-trichloorfenoxiazijnzuur (2,4,5-T)	571.5	10	313	411	273	576	519	677	883	556	671	836
163	pyrimethanil	565.0	6	252	256					80	562	807	1433
152	procymidon	553.0	10	382	364	90	520	298	311	644	739	821	1361
160	prosulfocarb	552.0	10	50	262	82	253	457	619	1203	556	899	1139
63	atrazin, desethyl-	544.9	10	217	187	349	287	753	716	1172	403	651	714
55	cyanazin	534.0	10	150	182	632	657	787	535	647	308	800	642
104	hexachloorbutadieen	532.4	7	296	294	126	421				494	1163	933
348	etridiazool	526.8	5				104			364	363	665	1138
195	dichloorprop (2,4-DP)	526.4	10	248	346	274	576	433	588	750	481	772	796
140	oxamyl	517.9	10	130	314	665	868	433	656	984	511	243	375
193	2,4-DB	515.7	10	248	313	138	429	403	673	847	568	702	836
75	dinoseb	513.4	10	363	477	641	831	294	323	622	445	535	603
37	desmetryn	512.8	10	169	313	92	200	621	677	990	396	832	838
127	metalaxyl	505.6	10	100	361	93	229	377	169	569	570	1058	1530
561	trifloxystrobin	504.0	3							140		636	736
128	methomyl	501.8	10	43	214	104	334	360	656	983	568	693	1063
33	bromofos-methyl	492.4	10	276	308	26	318	381	799	817	691	429	879
175	tetrachloorinfos	486.4	8	262	288		414		308	573	728	445	873
539	methiocarbsulfon	476.0	6					271	487	436	437	439	786
7	deltamethrin	467.9	10	307	314	80	196	311	505	930	607	604	825
12	aldicarbsulfon	461.2	10	113	275	106	322	358	648	733	568	521	968
91	fenpropimorf	459.0	8	268	167			298	308	613	246	572	1200
235	kresoxim-methyl	455.0	5		65					80	363	806	961

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
87	ethiofencarb	454.5	6					271	487	668	546	305	450
30	bitertanol	449.8	8	65	65			142	308	610	420	754	1234
149	pirimifos-methyl	449.3	10	327	361	82	507	298	3	355	899	568	1093
156	propazin	440.6	10	92	153	137	319	437	637	596	530	659	846
93	fenitrothion	439.8	10	84	299	199	421	494	583	712	320	730	556
16	alachloor	434.9	9		107	72	227	300	501	421	348	1164	774
76	dinoterb	432.9	10	16	30	581	763	320	356	623	446	535	659
98	flutolanil	432.4	9		64	92	119	298	3	71	778	959	1508
32	bromofos-ethyl	431.7	7	276	433	26	318				691	398	880
58	cypermethrin	426.9	8			518	528	166	784	825	151	236	207
101	furalaxyl	426.6	7	66	72	160	359				580	674	1075
523	diethofencarb	422.5	6					147	308	249	186	576	1069
882	clomazone	413.0	2									325	501
111	2,4,5-TP (fenoprop)	407.3	10	229	373	192	515	454	588	718	409	232	363
186	triadimenol	394.8	10	271	262	80	185	298	310	360	639	604	939
495	ioxynil (-fenol)	391.4	5						248	269	378	434	628
209	bromoxynyl(-octanaat)	387.0	5						248	269	378	422	618
2	DDE	371.8	10	316	354	129	203	450	209	155	12	867	1023
35	bupirimaat	366.7	9	96	72	162	253		3	435	465	608	1206
139	2,6-dichloorbenzamide (BAM)	360.1	10	6	22	16	66	47	467	899	353	584	1141
38	demeton	359.8	10	268	501	125	436	414	705	350	417	272	110
71	difenoconazool	358.3	10	252	189	45	107	245	763	871	152	388	571
535	haloxyfop	358.2	5						298	275	166	442	610
13	fluazinam	353.6	10	331	205	58	206	228	230	544	354	554	826
97	fluroxypyr	353.4	7		8			51	248	309	566	572	720
519	cyprodinil	351.0	6					142	358	477	148	400	581
135	monuron	344.9	10	214	178	154	305	278	344	553	417	484	522

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
510	buprofezin	344.2	5						308	249	191	392	581
183	tolyfluanide	338.1	10	95	296	44	165	142	308	653	300	389	989
1	DDD	332.0	10	232	316	105	177	330	137	155	10	927	931
958	indoxacarb	325.0	1									325	
540	methiocarbsulfoxide	323.8	6					192	410	338	148	391	464
125	methiocarb	321.1	8	136	134	67	202			40	494	528	968
96	fenoxycarb	320.1	10	252	251	43	119	298	311	360	375	472	720
159	propyzamide	318.5	10	24	192	108	123	376	410	641	166	561	584
56	coumafos	313.5	10	166	194	120	252	373	332	376	262	535	525
154	prometryn	308.2	10	65	65	172	159	498	386	354	288	545	550
157	propiconazool	302.4	10	268	167	119	259	447	170	478	252	552	312
181	trifluralin	300.8	10	119	120	83	71	97	175	200	376	1076	691
551	pyridaben	299.4	5						308	273	90	325	501
552	pyriproxyfen	299.4	5						308	273	90	325	501
465	glufosinaat	297.8	6					142	293	318	166	324	544
562	triflumizool	294.6	5						308	249	90	325	501
62	dichlofluanide	293.8	6				104		308	613	239	131	368
701	ethion	290.3	3								207	356	308
148	permethrin	289.3	9		107	2	104	166	464	1143	90	182	346
109	hydroxytrichloroisoftalonitril (HTI)	285.6	7	5	65	1	140				225	507	1056
176	tebuconazool	284.0	7	6	189		104			40	251	601	797
489	azoxystrobin	281.6	5						50	229	148	400	581
99	fosalone	268.4	9	67	65	80	131		308	573	389	293	510
81	dodemorf	268.0	10	96	72	80	189	348	190	260	347	228	870
100	fosfamidon	262.6	8	203	150	113	199			324	396	329	387
508	bromacil	259.7	6					4	55	355	378	361	405
187	triallaat	258.5	10	69	255	92	190	298	308	613	244	157	359

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
162	pyrifenox	258.1	10	130	294	65	104	247	359	661	353	170	198
501	thiometon	253.7	6					105	308	249	90	325	445
446	demeton-s-methyl	251.8	5						308	573	90	92	196
147	pendimethalin	250.3	8	1		12	12		311	320	310	396	640
67	dicamba	247.3	10	98	96	117	156	101	299	304	223	466	613
70	diflubenzuron	247.3	8	252	254	43	211			80	529	235	374
188	triclopyr	244.6	8	65	65			51	248	269	326	380	553
146	pencycuron	238.6	8	191	75	72	224			40	412	362	533
80	DNOC	237.9	10	86	106	99	443	270	302	214	325	185	349
19	aldicarbulsulfoxide	237.3	10	113	246	104	282	200	267	665	246	67	183
256	trichloorbenzeen, 1,2,4-	234.7	7	10	10	36	34				130	966	457
313	4-chloorfenoxiazijnzuur (4CPA)	231.2	10	33	31	29	80	84	275	360	382	421	617
151	prochloraz	227.6	9	99	89	60	276		2	71	546	349	556
255	trichloorbenzeen, 1,2,3-	227.4	7	10	10	36	34				70	885	547
126	methidathion	214.0	10	65	162	40	110	15	60	198	413	560	517
279	dichloorfenol, 2,3-	211.7	7	95	108	259	318				104	433	165
304	dichloorfenol, 3,5-	211.6	7	95	108	259	318				103	433	165
271	trichloorfenol, 2,3,4-	211.6	7	95	108	259	318				103	433	165
481	bifenox	209.5	4							80	237	268	253
291	dichloorfenol, 2,6-	208.4	7	73	108	259	318				103	433	165
299	trichloorfenol, 3,4,5-	206.4	7	95	108	223	318				103	433	165
153	profam	205.9	7	96	179	60	282				259	261	304
277	trichloorfenol, 2,3,6-	203.1	7	95	108	259	318				103	374	165
496	cyhalothrin, lambda-	200.8	5					105	308	273	181		137
518	cyhalothrin	200.0	2							364			36
943	foraat	200.0	1										200
275	trichloorfenol, 2,3,5-	198.0	7	95	108	259	318				104	337	165

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
289	dichloran	197.2	5		107		180				256	122	321
110	imazalil	196.0	5		1					40	278	225	436
95	fenvaleraat	195.3	7				116	166	153	165	270	139	358
301	dichloorfenol, 3,4-	189.4	7	94	108	259	314				95	342	114
538	metaldehyde	187.8	4							164	90	250	247
258	trichloorbenzeen, 1,3,5-	185.9	7	10	10	36	34				70	704	437
676	carbetamide	184.7	3								13	348	193
707	fenchloorfos	184.3	3								150	169	234
531	fenhexamid	182.3	4						260	369		8	92
10	abamectine	179.8	4							40	292	132	255
86	esfenvaleraat	179.3	8	104	105	22	65	145	348	313	332		
863	brodifacoum	173.0	1									173	
563	triflusuifuron-methyl	171.3	6					76	199	493	160	8	92
597	dichloorpropeen, cis-1,3-	170.6	10	10	10	80	143	4	9	112	94	710	534
462	fluazifop	169.0	7			21	64		50	45	166	368	469
765	setoxidim	168.0	2								160		176
312	4-chloorfenol	163.7	10	83	84	213	187	7	55	307	103	433	165
517	cyfluthrin	162.2	5						308	313	90	8	92
94	fenuron	157.6	5	126	75						264	108	215
72	difenoxuron	157.2	10	65	65	8	66	142	308	249	265	119	285
500	nuarimol	154.2	5						50	152	264	54	251
763	sebutylazine	154.0	3								150	170	142
283	trichloorfenol, 2,4,5-	150.7	10	95	108	259	318	7	14	7	103	432	164
457	cymoxanil	150.5	4				4				110	119	369
285	trichloorfenol, 2,4,6-	150.4	10	95	108	259	314	7	14	7	103	432	165
130	metsulfuron-methyl	146.7	6	203	102			51			136	212	176
460	ETU	145.3	7				1	12	203	360	118	163	160

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
910	dimethachlor	143.0	2									120	166
236	lenacil	142.0	4		1						122	199	246
484	chloroxynil	141.7	3								212	54	159
48	chloorpyrifos-methyl	141.4	5	65	65						114	336	127
219	dodine	139.7	6		65				102	40	264	116	251
34	broompropylaat	139.1	10	174	189	43	102	142	308	249	90	2	92
678	carboxin	139.0	3								13	119	285
24	butocarboximsulfoxide	137.8	6					79	39	131	249	54	275
73	dimethomorf	137.6	5	65	65	80	81				397		
474	thiabendazool	137.5	4				131				15	119	285
515	cloquintoceet-mexyl	132.3	3						90			54	253
177	teflubenzuron	130.1	7	231	189	43				80	184	8	176
20	ametryn	129.3	10	83	12	12	201	216	193	111	58	235	172
574	dichloorfenol, 2,4-	129.3	4						11		144	217	145
516	cycloxydim	128.8	4							140	176	9	190
145	penconazool	121.8	8	65	114	61	212			40	123	116	243
778	sulcotrione	121.7	3								14	66	285
28	bifenthrin	121.5	6				101	166	153	165		52	92
775	spinosad	121.0	3								12	66	285
64	atrazin, desisopropyl-	120.1	10	67	73	92	93	405	16	62	160	94	139
238	nitrothal-isopropyl	117.7	7		65			348	50	64	58	67	172
533	florasulam	116.3	4						102		12	66	285
522	desmedifam	116.3	4						102		12	66	285
792	permethrin, trans-	114.0	2								91		137
536	imazamethabenzmethyl	112.7	6					50	140	189	58	67	172
36	butocarboxim	110.6	8			44	192	79	39	148	236	56	91
507	azaconazool	109.0	5						40	128	148	75	154

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
54	chloordaan	107.1	10	12	121	56	11	199	69	42	101	177	283
545	nicosulfuron	104.8	4							140	12	74	193
534	fonofos	103.7	3								58	91	162
513	chloorthal-dimethyl (DCPA)	103.0	6					50	140	189	58	55	126
566	codlemon	102.0	1						102				
565	ziram	102.0	1						102				
514	cinidon-ethyl	102.0	1						102				
466	mancozeb	102.0	1						102				
470	metiram	102.0	1						102				
486	cyproconazool	101.3	4							100	58	75	172
391	tebufenpyrad	99.7	3		65			142					92
808	etrimfos	99.0	3								58	67	172
553	sulfotep	99.0	3								58	67	172
85	EPTC	99.0	3								58	67	172
224	fenamifos	98.3	4							40	70	111	172
21	amitrol	97.4	7	187	189	43			93	62		35	73
512	chlofentezine	97.0	2						102				92
520	dazomet	97.0	2						102				92
548	prometon	94.3	4	82	117					134		44	
241	paclobutrazol	92.3	4	65							65	67	172
168	carbofuran, 3-hydroxy-	92.0	1										92
230	hexazinon	92.0	1										92
252	vamidotion	92.0	1										92
225	fenpropathrin	92.0	1										92
939	flufenacet	92.0	1										92
960	iprovalicarb	92.0	1										92
927	fenamidone	92.0	1										92

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
928	fenpropidin	92.0	1										92
929	fenoxaprop-P-ethyl	92.0	1										92
931	fenothrin	92.0	1										92
932	fipronil	92.0	1										92
934	fluazifop-butyl	92.0	1										92
936	flucycloxuron	92.0	1										92
923	famoxadone	92.0	1										92
938	fludioxonil	92.0	1										92
922	pirimifos-ethyl	92.0	1										92
940	flufenoxuron	92.0	1										92
942	formothion	92.0	1										92
944	fosthiazaat	92.0	1										92
946	fuberidazool	92.0	1										92
948	furmecyclox	92.0	1										92
951	haloxyfop-ethoxyethyl	92.0	1										92
952	haloxyfop-P-methyl	92.0	1										92
954	hymexazool	92.0	1										92
870	chloorbufam	92.0	1										92
937	flucythrinaat	92.0	1										92
898	dichlorofeen	92.0	1										92
872	chloorthiamide	92.0	1										92
876	chloorbenzilaat	92.0	1										92
877	chloordecone (kepone)	92.0	1										92
883	clothianidine	92.0	1										92
884	chloorthiofos	92.0	1										92
887	cycloaat	92.0	1										92
300	dichlooraniline, 3,4-	92.0	1										92

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
889	cyprofuram	92.0	1										92
925	fenfuram	92.0	1										92
893	dichlofenthion	92.0	1										92
962	isofenfos	92.0	1										92
901	diethatyl-ethyl	92.0	1										92
904	dialifos	92.0	1										92
906	dinocap	92.0	1										92
907	dinobuton	92.0	1										92
908	dioxacarb	92.0	1										92
909	ditalimfos	92.0	1										92
911	dimethirimol	92.0	1										92
920	ethirimol	92.0	1										92
921	etoxazool	92.0	1										92
891	di-allaat	92.0	1										92
1055	transfluthrin	92.0	1										92
956	jodofenfos	92.0	1										92
1037	spirodiclofen	92.0	1										92
1038	spiromesifen	92.0	1										92
1039	spiroxamine	92.0	1										92
1047	trichloronaat	92.0	1										92
1048	tebufenozide	92.0	1										92
1049	tefluthrin	92.0	1										92
1051	terbufos	92.0	1										92
1018	resmethrin	92.0	1										92
1054	triflumuron	92.0	1										92
1015	quizalofop-ethyl	92.0	1										92
1056	thiaclopid	92.0	1										92

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
1057	thiamethoxam	92.0	1										92
1058	thiocyclam	92.0	1										92
1059	thiodicarb	92.0	1										92
1060	thiofanox	92.0	1										92
1063	triamifos	92.0	1										92
1064	triazamaat	92.0	1										92
1065	trinexapac-ethyl	92.0	1										92
1068	zoxamide	92.0	1										92
1052	trietazine	92.0	1										92
985	nitrofen	92.0	1										92
964	lufenuron	92.0	1										92
970	mepanipyrim	92.0	1										92
971	mesotrione	92.0	1										92
972	metconazool	92.0	1										92
973	metrafenon	92.0	1										92
975	methopreen	92.0	1										92
976	methoprotryn	92.0	1										92
977	methoxyfenozide	92.0	1										92
1019	rotenon	92.0	1										92
982	napropamide	92.0	1										92
888	cymiazool	92.0	1										92
989	oxycarboxin	92.0	1										92
990	oxadixyl	92.0	1										92
1004	picoxystrobin	92.0	1										92
1006	plifenaar	92.0	1										92
1007	fosmet	92.0	1										92
1008	profenofos	92.0	1										92

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
1009	prothiocarb	92.0	1										92
1010	prothioconazool	92.0	1										92
1011	pyracarbolid	92.0	1										92
981	naled	92.0	1										92
558	thiofanoxsulfoxide	92.0	1										92
848	azamethifos	92.0	1										92
846	asulam	92.0	1										92
845	antrachinon	92.0	1										92
843	amitraz	92.0	1										92
841	acetamiprid	92.0	1										92
840	acrinathrin	92.0	1										92
839	acibenzolar-S-methyl	92.0	1										92
849	bendiocarb	92.0	1										92
868	carbofenothion	92.0	1										92
559	triadimefon	92.0	1										92
890	cyromazine	92.0	1										92
549	propetamfos	92.0	1										92
497	maleine hydrazide	92.0	1										92
480	allethrin	92.0	1										92
472	propanil	92.0	1										92
471	pentachlooraniline	92.0	1										92
464	foxim	92.0	1										92
453	anilazin	92.0	1										92
835	dichlooraniline, 3,5-	92.0	1										92
854	benzoximaat	92.0	1										92
864	butralin	92.0	1										92
859	boscalid	92.0	1										92

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
858	binapacryl	92.0	1										92
855	benzoylprop-ethyl	92.0	1										92
557	thiofanoxsulfon	92.0	1										92
851	benodanil	92.0	1										92
865	butylaat	92.0	1										92
757	pyridaat-(methyl)	91.7	3								12	48	215
239	nonyl-fenol	91.3	3								112	106	56
529	epoxiconazool	91.2	6					51	140	64	65	55	172
488	diquatdibromide	91.0	2					40	142				
509	bromuconazool	91.0	2						90				92
897	dichloorprop-P	91.0	1										91
599	mecoprop-p	90.0	1						90				
807	cypermethrin-alfa	90.0	1								90		
458	dicofol	86.6	5						50	86	58	123	116
461	fenarimol	85.4	5				104			40	58	63	162
77	diquat	85.0	6	203	102			51		40	78	36	
447	demeton-O	84.6	5	6	9					57		44	307
537	isoxaflutool	84.0	4						86		12	66	172
756	pyraclostrobin	83.3	3								12	66	172
475	thiram	82.3	8			165	65	40	142	40	78	36	92
532	fenpiclonil	82.2	5						50	64	58	67	172
525	diflufenican	82.2	5						50	64	58	67	172
543	myclobutanil	82.2	5						50	64	58	67	172
526	dimethenamide	80.0	4						2	140		84	94
550	pymetrozine	80.0	3							140		8	92
479	zineb	80.0	1								80		
90	fenmedifam	79.7	3								12	55	172

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
506	aclonifen	78.4	5						40	55	58	67	172
218	dithianon	78.0	3						102	40			92
108	hexythiazox	76.3	4		65					140		8	92
482	butachloor	75.0	2									76	74
1044	tetradifon	74.0	1										74
498	methamidofos	73.8	5					105	81	4		25	154
879	clodinafop-propargyl	73.0	2									54	92
141	oxydemethon-methyl	71.2	10	104	105	22	65	145	40	9	34	34	154
11	acefaat	69.8	8	104	105	22	45	105	81	4			92
41	captan	69.4	7	190	1	8	41	40	112				94
14	folpet	69.4	7		4	8			120	46	58	78	172
564	triforine	68.7	3						102		12		92
164	quintozeen	66.0	6	40	40	49	131					44	92
941	flurochloridon	62.5	2									33	92
862	broomfenoxim	62.5	2									74	51
871	pyridafof	62.5	2									55	70
978	methyl-3-hydroxyfenylcarbamaat	62.5	2									55	70
903	diethylamine	61.5	2									25	98
133	MITC (methylisothiocyanaat)	57.1	8	21	212			62	10	22	8	118	4
521	demeton-s-methyl-sulfon	56.0	1										56
1014	quinoxifen	56.0	1										56
886	permethrin, cis-	56.0	1										56
1050	terbumeton	56.0	1										56
894	diclofop-methyl	56.0	1										56
850	benfluralin	56.0	1										56
476	mevinfos, trans-	56.0	1										56
867	cadusafos	56.0	1										56

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
947	furathiocarb	56.0	1										56
878	chloorazijnzuur	55.5	2									13	98
129	methoxychloor	54.6	5		107	3	3					68	92
780	tepraloxym	52.7	3								12	66	80
659	amidosulfuron	52.7	3								12	66	80
684	cyazofamid	52.5	2								13		92
174	trichlofon (DEP)	52.2	5	14	17	2						38	190
1277	metolcarb	52.0	1								52		
1278	metolcarbsulfon	52.0	1								52		
473	tecnazeen	50.0	2									44	56
487	dikegulac-natrim	49.0	3					1	57	89			
493	fentinacetaat	48.5	2					45	52				
988	omethoaat	47.0	2									2	92
554	tetramethrin	46.7	3							40		8	92
847	atraton	44.0	1									44	
900	terbuthylazin, desethyl-	42.0	1									42	
593	tetrahydroftaalimide (THPI)	41.4	5					7	7	6		44	143
483	chloormequat	40.0	2					40	40				
467	maneb	40.0	1							40			
542	monocrotofos	40.0	1							40			
556	thiofanaat-methyl	39.8	4							40	17	5	97
68	dicyhexatin	38.0	3								40	60	14
664	benazolin	34.0	2								12		56
290	dichlooraniline, 2,6-	33.5	4	58	60	10	6						
189	tricyhexatin (tricyclohexyltin)	33.2	5			16	33				40	63	14
485	crimidine	33.0	1									33	
213	clopyralid	29.4	7		6			8	14	48	21	9	100

STOF_NR_SAM	STOF_NAAM_SAM	Gem. N METING	N JAAR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
40	captafol	29.0	4	82	10	18	6						
873	chlooralhydraat	25.0	1									25	
278	dichlooraniline, 2,3-	23.0	5	11	52	10	6						36
555	tetrasul	19.0	1							19			
1017	rimsulfuron	16.0	1										16
592	tetrachloor-ortho-ftaalzuur	14.3	4					3	8	33		13	
547	fluazifop-p-butyl	8.0	1									8	
629	dichlooraniline, 2,4-	7.7	3			10	6				7		
448	demeton-S	7.5	2	6	9								
631	dichlooraniline, 2,5-	7.0	1								7		
573	trichlooraniline, 2,4,6-	4.0	1							4			

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOt-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl

WOt-rapporten zijn ook te downloaden via de WOt-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

- 1 *Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem (2005). Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO*
- 2 *Broek, J.A. van den (2005). Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030*
- 3 *Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen (2005). Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer*
- 4 *Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen, (2005). Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1*
- 5 *Ehlert, P.A.I. (2005). Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies*
- 6 *Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda (2006). Verrommeling in Nederland*
- 7 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma (2005). Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005*
- 8 *Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong (2005). Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV*
- 9 *Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg (2005). Hotspots floristische biodiversiteit*
- 10 *Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling) (2005). Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit*
- 11 *Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt (2005). Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen*
- 12 *Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel (2006). Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering*
- 13 *Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mo-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink (2005). Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid*
- 14 *Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld (2007). The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture*
- 15 *Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005). Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie*
- 16 *Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman (2005). Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie*
- 17 *Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006). Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer*
- 18 *Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006). Van adoptiekiel tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk*
- 19 *Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006). Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau*
- 20 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006). Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'*
- 21 *Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout (2006). Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur*
- 22 *Vries, S. de & Boer, T.A. de, (2006). Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden*
- 23 *Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden (2006). Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen*
- 24 *Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries (2006). Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren*
- 25 *Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen (2006). Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieurichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie*
- 26 *Hoogland, T. & J. Runhaar (2006). Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart*
- 27 *Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer (2006). Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer*
- 28 *Langeveld, J.W.A. & P. Henstra (2006). Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw*
- 29 *Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk (2007). Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's*
- 30 *Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk (2006). Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?*
- 31 *Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum (2006). Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer*
- 32 *Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt (2008). Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk*

- 33 *Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte (2006).* Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
- 34 *Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijsschede (2007).* Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
- 35 *Vader, J. & H. Leneman (redactie) (2006).* Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 36 *Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver (2007).* Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
- 37 *Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit (2007).* Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
- 38 *Luijt, J. (2007).* Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
- 39 *Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek, (2007).* Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
- 40 *Goossen, C.M. & J. Vreke. (2007).* De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
- 41 *Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek, (2007).* Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
- 42 *Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans (2007).* International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
- 43 *Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.) (2007).* Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
- 44 *Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
- 45 *Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectordialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
- 46 *Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks (2007).* Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
- 47 *Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader (2007).* Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
- 48 *Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit (2007).* Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
- 49 *Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée (2007).* Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
- 50 *Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot) (2007).* Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
- 51 *Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée en H.P.J. Huiskes (2007).* Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen ?
- 52 *Oerlemans, N., J.A. Guldemond & A. Visser (2007).* Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
- 53 *Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen (2007).* Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 54 *Velthof, G.L. & B. Fraters (2007).* Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
- 55 *Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez (2007).* Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
- 56 *Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman & A. Corporaal (2007).* Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
- 57 *Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon (2008).* Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
- 58 *Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink (2007).* Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
- 59 *Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Kneegt & J. Vader (2007).* Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 60 *Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof (2008).* Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
- 61 *Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen (2007).* De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007
- 62 *Kamphorst, D.A. & T. Selnes (2007).* Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergrond-document bij Natuurbalans 2007
- 63 *Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J. Smits, J. Oenema (2007).* De ammoniakmissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'

- 64 *Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp (2008)*. De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onderzocht
- 65 *Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader (2008)*. Landschap en burgerparticipatie.
- 66 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008)*. Synthese monitoring mestmarkt 2006.
- 67 *Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel (2008)*. Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG).
- 68 *Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge (2008)*. Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
- 69 *Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten (2008)*. Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
- 70 *Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen. J.F.M. Huijsmans (2009)*. Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
- 71 *Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren (2008)*. Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
- 72 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008)*. Synthese monitoring mestmarkt 2007.
- 73 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2008)*. Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
- 74 *Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen, J.P.M. van Tatenhove (2008)*. De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
- 75 *Wulp, N.Y. van der (2008)*. Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
- 76 *Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap en J.W.H. van der Kolk (2008)*. Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
- 77 *Breeman, G.E. en A. Timmermans (2008)*. Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agendavorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
- 78 *Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra (2008)*. Policy makers are from Saturn, ... Citizens are from Uranus...; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
- 79 *Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden en T.K.G. Zoetebier (2008)*. Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
- 80 *Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer (2008)*. Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
- 81 *Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee (2008)*. Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
- 82 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeijmeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders en R. Witbaard (2008)*. Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
- 83 *Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel en J. van Dijk (2008)*. Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
- 84 *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldmond, E.M. Hees en E.A.P. van Well (2008)*. Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
- 85 *Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk en G.L. Velthof (2008)*. Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits
- 86 *Hoogeveen, M.W. en H.H. Luesink (2008)*. Synthese monitoring mestmarkt 2008
- 87 *Langers, F., J. Vreke (2008)*. De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
- 88 *Padt, F.J.G., F.G. Boonstra en M.A. Reudink (2008)*. De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
- 89 *Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink, M. Knotters (2008)*. De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
- 90 *Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn (2008)*. Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
- 91 *Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009*. Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid
- 92 *Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom, S. van Breukelen, 2009*. Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
- 93 *Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten, 2009*. Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
- 94 *Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon, 2009*. Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie
- 95 *Breman, B.C., J. Luttik, J. Vreke, 2009*. De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme
- 96 *Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit, 2009*. Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist
- 97 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeijmeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey, 2009*. De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren
- 98 *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A.*

- van Kleunen, H. Kuipers, J.G.M. van der Gref, 2009. Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH
- 99 Luttik, J., B. Breman, F. van den Bosch en J. Vreke 2009. Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven
- 100 Vries, S. de, 2009. Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap
- 101 Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman, 2009. Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description
- 102 Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer, 2009. Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden
- 103 Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes, 2009. Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland
- 104 Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings, 2009. Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 105 Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.), 2010. Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van *People, Planet en Profit*
- 106 Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen J.W.H. van der Kolk, 2010. Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen
- 107 Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010. Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid
- 108 Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mol-Dijkstra & E.P.A.G. Schouwenberg, 2011. Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the Nature Planner soil and vegetation model chain
- 109 Boer, T.A. & M. de Groot, 2010. Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2009. Eerste herhalingsmeting landschap en groen in en om de stad
- 110 Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knegt, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz, 2010. Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen
- 111 Melman, T.C.P. & C.M. van der Heide, 2011. Ecosysteemdiensten in Nederland; Verkenning betekenis en perspectieven van ecosysteemdiensten. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011
- 112 Hoogeveen, M.W. & H.H. Luesink, 2010. Synthese monitoring mestmarkt 2009
- 113 Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot, 2010. Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit; ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken.
- 114 Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool & M.E.T. Vlaswinkel, 2010. Mogelijkheden om milieueffectiviteit en kosten van gewasbescherming te optimaliseren.
- 115 Heuvelink, G.B.M., R. Kruijine en C.J.M. Musters, 2011. Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater.

Wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

