

MKGR Milieu-indicator

MKGR Milieu-indicator

E. Westein

F. Langers

J.P. Mol-Dijkstra

J. Roelsma

R.A. Smidt

C. van der Salm

P. Groenendijk

R. Kruijne

Alterra-rapport 452

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Westein, E., P. Groenendijk, F. Langers, R. Kruijne, J.P. Mol-Dijkstra, J. Roelsma, C. van der Salm en R.A. Smidt, 2003. *MKGR Milieu-indicator*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 452. 76 blz., 21 fig.; 6 tab.; 58 ref.

In het kader van het project Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR) is een methode ontwikkeld om de integrale milieukwaliteit in beeld te brengen door middel van één indicator. Voor de ontwikkeling van de milieu-indicator is uitgegaan van de milieuthema's verzuring, vermisting en verspreiding van bestrijdingsmiddelen. Deze variabelen zijn gerelateerd aan kwantificeerbare beleidsdoelen en/of referentiesituaties.

De milieu-indicator was tot nu toe alleen uitgewerkt voor de variabelen verzuring, vermisting, en verspreiding van bestrijdingsmiddelen voor de provincie Noord-Brabant. In 2002 zijn deze variabelen landsdekkend uitgewerkt. Dit is gedaan voor de kwaliteit per milieuthema, maar ook voor de indicator voor de (integrale) milieutoestand van de groene ruimte binnen elke gemeente in Nederland. Tevens zijn de belangrijkste tussenresultaten op het niveau van gridcellen weergegeven. De (tussen)resultaten kunnen worden opgeschaald naar regio, provincie en heel Nederland.

Trefwoorden: vermisting, verzuring, bestrijdingsmiddelengebruik, milieu-indicator, monitoring

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €26,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 452. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Context en doelstelling	11
1.2 Opzet van het rapport	14
2 MKGR en de Milieu-indicator in perspectief	17
2.1 MKGR: een integraal toetsingskader	17
2.2 Milieu-indicator	18
2.2.1 Landelijk beleid	18
2.2.2 Schaalniveau	18
2.2.3 Sectoraal beleid	19
2.2.4 Conclusie	20
3 Verzuring	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Het kritische depositieniveau	21
3.2.1 Berekeningsmethoden	22
3.2.1.1 SMB model	22
3.2.1.2 SMART-MOVE	24
3.2.1.3 Schematisatie en data	25
3.2.2 Resultaten	25
3.3 Actuele depositie	26
3.4 Mate van verzuring	28
4 Vermesting	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Berekeningsmethoden	32
4.3 De mate van vermisting	36
4.3.1 Oppervlaktewater	36
4.3.2 Grondwater	38
4.3.3 Totale belasting	39
5 Gebruik van bestrijdingsmiddelen	41
5.1 Achtergrond	41
5.2 Gegevensbronnen	41
5.3 Methode	42
5.4 Resultaat en interpretatie	45
5.5 Discussie	48
6 Integrale milieukwaliteit	49
6.1 Aggregatie en beoordeling	49
6.2 Variabelen per gemeente	49
6.3 Rangordecijfers per variabele	50
6.4 De milieu-indicator	55

7	Conclusies	57
	7.1 Methode	57
	7.2 Resultaten	58
	7.3 Toepassing	58
	7.4 Aanbevelingen	59
	Literatuur	61
	Bijlagen	
	1 Verantwoording van gebruik benadering referentieperiode via stofgroep i.t.t. RAB	67
	2 Factsheet Verzuring	69
	3 Factsheet Vermesting	71
	4 Factsheet Bestrijdingsmiddelengebruik	73
	5 Factsheet Milieu-indicator	75

Woord vooraf

Het Monitoringsysteem Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR) is een landelijk signalerend monitoringsysteem. Het is opgezet na uitkomen van het Structuurschema Groene Ruimte 1.

MKGR bestaat uit 8 indicatoren met een 30-tal variabelen. Eén van deze indicatoren is de milieu-indicator met drie variabelen: verzuring, vermesting en gebruik van bestrijdingsmiddelen. In voorliggend rapport worden de eindresultaten voor deze indicator en variabelen gepresenteerd. Het gaat daarbij niet alleen om de relatieve beoordeling van gemeenten op de drie variabelen. Er zijn ook diverse landelijke kaarten ontwikkeld met de zgn. tussenresultaten over zure depositie, de emissie van stikstof en fosfaat naar oppervlaktewater en grondwater, en het gebruik van bestrijdingsmiddelen.

De resultaten kunnen naar verwachting breder worden benut dan voor landelijke evaluaties. Gedacht kan bijvoorbeeld worden aan gebruik binnen de reconstructiegebieden, voor deelstroomgebiedsvisionen, en de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water.

Mijn dank gaat uit naar de projectgroep, en speciaal de projectleider Erik Westein, die het project tot een goed eind hebben gebracht.

Harry Dijkstra
Deelprogrammaleider MKGR

Samenvatting

In het kader van het project Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR) is een methode ontwikkeld om de integrale milieukwaliteit in beeld te brengen door middel van één indicator. Voor de ontwikkeling van de milieu-indicator is uitgegaan van de milieuthema's verzuring, vermisting en verspreiding van bestrijdingsmiddelen. Deze variabelen zijn gerelateerd aan kwantificeerbare beleidsdoelen en/of referentiesituaties.

Voor de variabelen verzuring, vermisting en bestrijdingsmiddelengebruik zijn landelijke berekeningen uitgevoerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van bestaande modelinstrumentariums, die ook zijn/worden gebruikt ten behoeve van beleidsevaluaties op het gebied van milieu (Milieuverkenningen, Mestbeleid, Meerjarenplan Gewasbescherming). Voor verzuring is gebruik gemaakt SMART-MOVE voor de bepaling van kritisch depositieniveau en EDACS voor de bepaling van de actuele depositie. Voor bemesting is gebruik gemaakt van het STONE-instrumentarium en voor het bestrijdingsmiddelengebruik is ISBEST toegepast.

Voor verzuring is het kritisch depositieniveau als referentie genomen. De mate van verzuring is bepaald als het verschil tussen het depositieniveau en de actuele depositie van verzurende stoffen (NH_3 , NO_x en SO_2), uitgedrukt als fractie van het kritische depositieniveau, op jaarbasis. De vermisting is in beeld gebracht via de nutriëntenbelasting (N en P) van het grond- en oppervlaktewater. Als referentie voor de mate van vermisting zijn de normen uit de 4^e Nota Waterhuishouding gehanteerd. Het bestrijdingsmiddelengebruik is vergeleken met het gebruik in de referentieperiode 1984-1988.

Vergelijking van de variabelen met de referentie levert voor elke variabele (een) kaart(en) met tussenresultaten op gridcelniveau (behalve voor bestrijdingsmiddelen, want ISBEST rekent direct op gemeenteniveau). De kaarten met tussenresultaten zijn een belangrijk bijproduct van dit project. Ze kunnen o.a. worden gebruikt voor (milieu)analyses op regionale en nationale schaal, bijvoorbeeld in het kader van de Reconstructie. De kaarten met tussenresultaten zijn vervolgens geaggregeerd naar gemeenteniveau, met daarin de (relatieve) afwijking van de referentiewaarde per gemeente. Per variabele is een rangordecijfer bepaald, dat de relatieve positie van een gemeente ten opzichte van andere gemeentes weergeeft. De integrale milieu-indicator is vervolgens bepaald door het gemiddelde van de rangordecijfers van de drie variabelen per gemeente op basis van een indeling in decielen.

De kaart voor de integrale milieu-indicator geeft een landsdekkend beeld van de milieukwaliteit in het landelijk gebied per gemeente voor verzuring, vermisting en bestrijdingsmiddelengebruik. Vooral de gemeenten in Oost-Brabant, Noord-Limburg, de Gelderse Vallei, Oost-Gelderland en Oost-Overijssel hebben een laag rangordecijfer. Ten opzichte van andere gemeenten scoren zij slecht. In veel van deze gemeenten komt intensieve veehouderij voor. Gemeenten die een hoog

rangordecijfer hebben vinden we in Flevoland, Zeeland, Noord-Friesland, Groningen en rond de Biesbosch. Het zijn veelal gemeenten in de kleigebieden met extensieve veehouderij en grasland. Bij de interpretatie moet in de gaten worden gehouden dat het hier gaat om een relatieve waardering; een gemeente kan een lage score krijgen, omdat andere gemeenten beter scoren, niet omdat zij zelf slecht scoort.

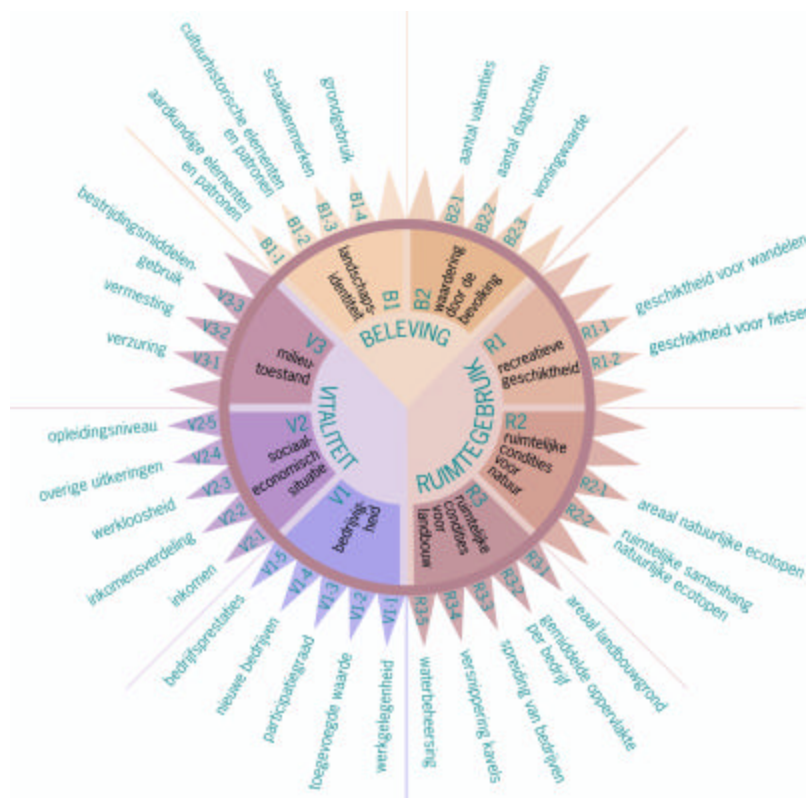
In het algemeen leiden de gebruikte methoden en de beschikbare data tot redelijk betrouwbare en aannemelijke kaarten met tussenresultaten. De tussenresultaten kunnen worden gebruikt voor regionale of landelijke studies. Voor de gemeentekaarten wordt een relatieve rangorde schaal gebruikt, waardoor interpretatie van deze kaarten lastiger is. Ten behoeve van de ontwikkeling van een Monitoring en evaluatiesysteem voor de Agenda Vitaal Platteland zou het gemeentesysteem en de en het gebruik van rangordecijfers los gelaten moeten worden. Een uitwerking op gridcelniveau met een absolute waardering voor de milieukwaliteit maakt het geheel inzichtelijker en makkelijker interpreteerbaar.

1 Inleiding

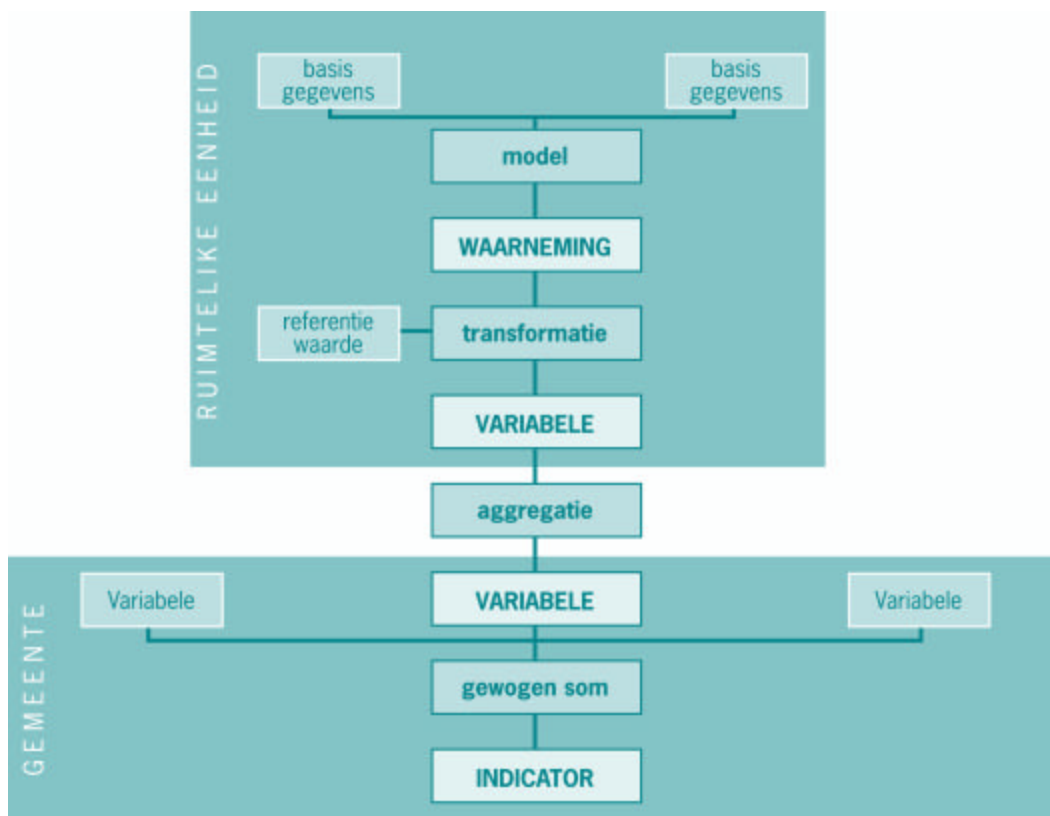
1.1 Context en doelstelling

Het signalerend Monitoringsysteem Kwaliteit Groene Ruimte is bedoeld om de kwaliteit van de groene ruimte te meten en in de tijd te volgen. Het is een initiatief van de Ministeries van LNV en VROM. Het MKGR-systeem genereert landsdekkende kwaliteitsbeelden voor het landelijk gebied met een signalerende functie voor het Rijksbeleid. Voor de ordening van kwaliteitsaspecten is het zogenaamde *zonnetje* ontwikkeld (fig. 1) (Hoogeveen et al., 2000). Conform het Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie van LNV, 1993) wordt daarin onderscheid gemaakt tussen gebruiks-, vitaliteits- en belevingsaspecten. Binnen deze categorieën zijn in totaal acht kwaliteitsindicatoren onderscheiden. Eén daarvan is de milieu-indicator. De indicatorwaarden worden uitgedrukt in rangordecijfers (1-10). Elke indicator is opgebouwd uit een aantal min of meer waardevrije omgevingsvariabelen, die volgens een kwantitatief protocol worden geaggregeerd en gewaardeerd (fig. 2).

Het zonnetje biedt zowel sectorale informatie als een integraal perspectief en kan op verschillende schaalniveaus worden gegenereerd. Er kan bijvoorbeeld worden ingezoomd op bestuurlijke eenheden, zoals provincies en gemeenten.



Figuur 1: Het zonnetje als aggregatie- en presentatiemiddel



Figuur 2: Berekening indicatorscore

In de periode 1998 - 2000 is een methode ontwikkeld om de integrale milieukwaliteit in beeld te brengen door middel van één indicator. Voor de ontwikkeling van de milieu-indicator is uitgegaan van de belangrijkste milieuthema's: vermessing, verzuring en verspreiding (van bestrijdingsmiddelen). Deze milieuthema's (variabelen) zijn gerelateerd aan kwantificeerbare beleidsdoelen en/of referentiesituaties. Bij de ontwikkeling van de methode is het uitgangspunt geweest dat gebruik moet worden gemaakt van bestaande monitorgegevens, die zowel afkomstig kunnen zijn van meetprogramma's als van modelberekeningen. Eisen die aan de monitorgegevens zijn gesteld zijn: landsdekkende uniforme gegevens met een ruimtelijke resolutie minimaal op gemeenteniveau. Tevens is van belang dat de ontwikkelde milieu-indicator zo goed mogelijk is afgestemd op de monitormethoden en -gegevens die worden gebruikt in het kader van het Natuurplanbureau en het Milieuplanbureau.

In voorgaande jaren is gewerkt aan (Steenvoorden et al., 1999):

- Een inventarisatie van beschikbare monitorgegevens voor de variabelen waarmee de milieutoestand kan worden gekarakteriseerd;
- Het selecteren van beleidsdoelen en/of referentiesituaties waaraan de monitorgegevens per milieuthema kunnen worden gerelateerd;

- Het vastleggen van een protocol voor de ruimtelijke aggregatie (opschaling van gemeente naar gebied) van de geselecteerde variabelen voor de toestand per milieuthema;
- Het ontwikkelen van een methode voor de integratie (binnen één gebied optellen van scores) van deelvariabelen binnen een milieuthema en van de deelindicatoren van verzuring, vermesting en verspreiding van bestrijdingsmiddelen.

Voor veel variabelen zijn er onvoldoende waarnemingen (door o.a. de dichtheid van het meetnet of de frequentie van waarnemingen) om de waarde te berekenen. Daarom zijn deze waarden veelal met modellen berekend.

De milieu-indicator was tot nu toe alleen uitgewerkt voor de provincie Noord-Brabant voor de variabelen verzuring, vermesting, en verspreiding bestrijdingsmiddelen. Van deze provincie waren met name voor bestrijdingsmiddelen meer gegevens beschikbaar. De resultaten zijn opgenomen in het rapport 'Proef op de Zon' (Hoogeveen et al., 2000).

Ten behoeve van de programmering van MKGR in 2001 en verder is voor de milieu-indicator een aantal hiaten en verbeterpunten gesignaleerd:

- er ontbreekt een landsdekkende berekening van de variabele verzuring;
- er ontbreekt een landsdekkende berekening van de variabele vermesting;
- er ontbreekt een landsdekkende berekening van de variabele bestrijdingsmiddelengebruik;
- de milieu-indicator moet worden aangevuld met de variabele verdroging.

De uitwerking voor het thema verdroging is tot nu toe niet mogelijk geweest, in verband met het ontbreken van een operationele referentiesituatie op landelijk niveau. Inmiddels wordt door de provincies gewerkt aan de uitwerking van het Gewenste Grond- en Oppervlaktewaterregiem (GGOR). Dit moet uiterlijk in 2002 zijn afgerond.

Begin 2001 heeft een externe audit van MKGR plaatsgevonden. Voor de milieu-indicator hebben de reviewers aanbevolen een variabele 'verstoring' (stank- en geluidshinder, horizonvervuiling en externe veiligheid) op te nemen in MKGR (Driessen et al., 2001). Het is de vraag in hoeverre verstoring moet worden meegenomen in de milieu-indicator. In de indicator voor recreatieve geschiktheid is geluidshinder reeds opgenomen als maat voor de subvariabele 'mate van stilte'. Stankhinder, horizonvervuiling en externe veiligheid zouden ook meegenomen kunnen worden bij deze indicator, danwel bij de indicator 'waardering door de bevolking'. De nadere afbakening van verstoringvariabelen tussen de verschillende indicatoren dient nog plaats te vinden.

Daarnaast merken de reviewers op dat eigenlijk ook het gebruik van zware metalen moet worden meegenomen bij het thema verspreiding en dat naast bodem- en waterverontreiniging ook luchtverontreiniging aandacht verdiend. Ook deze aspecten zullen bij de verdere ontwikkelingen van MKGR in overweging worden genomen.

De geconstateerde verbeterpunten hebben geleid tot de volgende projectdoelstelling:

Het uitvoeren van een landelijke berekening voor de variabelen verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik. De berekeningsresultaten worden weergegeven met behulp van landsdekkende kaarten, met als laagst onderscheiden presentatie eenheid het niveau van gemeente.

Het resultaat van het project draagt bij aan de verbetering van het MKGR-instrumentarium. Bovendien zorgt het resultaat ervoor dat alle indicatoren binnen MKGR landsdekkend in beeld worden gebracht. Tot nu toe is de milieu-indicator de enige indicator waarvoor dit niet het geval is. Het project heeft geresulteerd in de volgende uitkomsten:

- Landelijke berekening van de milieukwaliteit per thema voor verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik binnen elke gemeente in Nederland.
- Landelijke berekening van de integrale milieukwaliteit van de groene ruimte binnen elke gemeente in Nederland.

Daarnaast bestaat de mogelijkheid op te schalen naar regio, provincie en heel Nederland zowel voor wat betreft de integrale milieukwaliteit als ook per milieuthema.

Voor de berekening van de variabelen verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik zijn nadrukkelijk geen nieuwe methodieken bedacht. Er wordt voortgeborduurd op de methoden die reeds zijn toegepast voor de provincie Noord-Brabant. Daarbij is tevens gebruik gemaakt van het destijds gebruikte instrumentarium, tenzij er nieuwere databestanden en modelversies volledig operationeel zijn. In dit rapport hebben we geen uitgebreide modelbeschrijvingen opgenomen. Daar waar mogelijk is verwezen naar rapporten en factsheets over de betreffende modellen. In het kader van MKGR is begin 2001 een inventarisatie van de databronnen uitgevoerd (Bureau Daamen, 2001). Hierin is o.a. een overzicht van de databestanden ten behoeve van de milieu-indicator te vinden.

Tot slot: in de externe review wordt geconcludeerd dat de keuze voor presentatie op gemeenteschaal ongelukkig is voor het signaleren van veranderingen. In dit rapport hebben we er daarom voor gekozen om ook de 'tussenresultaten', d.w.z. de resultaten op grid- of plotniveau, te presenteren. Daarmee wordt enerzijds bereikt dat het mogelijk wordt om via het grid- of plotniveau te aggregeren op het niveau van regio's buiten de gemeentegrenzen om. Anderzijds geeft een presentatie op plotniveau meer informatie waardoor 'rare' uitkomsten die een gevolg zijn van de aggregatie naar gemeenteniveau kunnen worden verklaard.

1.2 Opzet van het rapport

In hoofdstuk 2 worden de ontwikkeling van MKGR en de milieu-indicator beschreven in relatie tot het beleid en de beleidsevaluatie en tot andere instrumenten voor monitoring en evaluatie. In de hoofdstukken 3 tot en met 5 worden de berekeningswijzen en de tussenresultaten van de variabelen verzuring, vermesting en

bestrijdingsmiddelengebruik beschreven. De aggregatie van de variabelen naar gemeenteniveau en de integratie tot één milieu-indicator wordt beschreven in hoofdstuk 6. Tot slot worden in hoofdstuk 7 de conclusies over de methode, de resultaten en de toepassing beschreven en worden aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek.

2 MKGR en de Milieu-indicator in perspectief

2.1 MKGR: een integraal toetsingskader

Het landelijk gebied staat sterk onder druk als gevolg van diverse claims op de ruimte voor water, landbouw, stedelijke uitbreiding (wonen, werken), recreatie, natuur, landschap e.a. Deze claims hebben gevolgen voor het landelijk gebied en de kwaliteit van de (groene) leefomgeving. Om het landelijk gebied leefbaar te houden moet een evenwichtig ruimtegebruik worden bevorderd, waarin plaats is voor wonen, werken en recreëren. Daarnaast moet ruimte geboden worden aan water vanuit het besef dat we het water in ons land op een andere manier moeten gaan beheren en gebruiken (Commissie Waterbeheer 21e eeuw, 2000). Dit levert een ingewikkelde ruimtelijke puzzel op, die op verschillende schaalniveaus (landelijk en regionaal) moet worden opgelost. In dit verband bestaat er behoefte aan een breed en integraal toetsingskader voor ruimtelijke ontwikkelingen op basis van kwantitatieve graadmeters en meetsystemen.

Door verschillende ministeries en lagere overheden worden periodiek rapportages uitgebracht met betrekking tot de toestand van milieu (Milieubalans, Milieuverkenningen), natuur (Natuurbalans, Natuurverkenningen), landbouw (rapportages van CBS en LEI), water (landelijke en provinciale watersysteemrapportages). De vierjaarlijkse natuur-, en milieuverkenningen hebben zowel een evaluatief als signalerend karakter. Ze blikken terug op de resultaten van gevoerd beleid en verkennen nieuwe ontwikkelingen. De jaarlijkse natuur- en milieubalansen geven informatie over de actuele toestand van natuur, landschap en milieu en over de voortgang van het beleid. Zowel de verkenningen als de balansen maken gebruik van graadmeters, die vooral zijn geënt op sectorale beleidsnota's als Natuur voor mensen, mensen voor natuur (Ministerie van LNV, 2000), Voedsel en Groen (Ministerie van LNV, 2000) en het Nationaal Milieubeleidsplan (Ministerie van VROM, 2001). Een integraal toetsingskader ontbreekt echter.

Sinds 1995 wordt daarom gewerkt aan de ontwikkeling van MKGR. Met MKGR wordt getracht een integraal beeld te geven van verandering van de kwaliteit van het landelijk gebied op basis van de recreatieve geschiktheid, ruimtelijke condities voor natuur, ruimtelijke condities voor landbouw, de bedrijvigheid, de sociaal-economische situatie, de milieutoestand, de landschapsidentiteit en de waardering door de bevolking. Het MKGR genereert landsdekkende kwaliteitsbeelden en heeft vooral een signalerende functie. In het tweede Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie van LNV, 2002) wordt geconcludeerd dat voor het monitoren van beleidseffecten MKGR onvoldoende is toegerust, waardoor de beleidsrelevantie gering is. Daarom is inmiddels besloten dat MKGR niet meer wordt voortgezet als een algemeen signalerend systeem voor ontwikkelingen in de kwaliteit van de groene ruimte, maar wordt ingezet bij de ontwikkeling van de monitoring en evaluatie voor de 'Agenda Vitaal Platteland'. Dit systeem is bedoeld om de beleidsprestatie te

monitoren en de effecten van beleid te evalueren. Voor de effectbeoordeling kunnen waarschijnlijk delen uit het huidige MKGR worden hergebruikt.

2.2 Milieu-indicator

De term 'milieu-indicator' wordt binnen het milieuonderzoek regelmatig gehanteerd, dikwijls voor geheel verschillende zaken. Vanuit de projectgroep bestaat dan ook de behoefte om de 'MKGR Milieu-indicator' te positioneren ten opzichte van andere milieu-indicatoren. In dit hoofdstuk geven we de MKGR Milieu-indicator een plaats ten opzichte van:

- ontwikkelingen in het landelijk beleid;
- verschillende schaalniveau's;
- sectoraal beleid.

2.2.1 Landelijk beleid

De MKGR Milieu-indicator maakt gebruik van dezelfde basisbestanden en instrumenten (modellen) als het Natuurplanbureau en het Milieuplanbureau voor bijv. de Natuur- en Milieuverkenningen.

Het instrumentarium dat is gebruikt voor de berekening van de variabele verzuring is ingezet bij de Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030 (RIVM, 2000) voor de berekening van de zure depositie (Eerens en van Dam, 2001) en de totstandkoming van het Nationaal Milieubeleidsplan 4 (Min. VROM, 2001).

Voor de variabele vermisting wordt gebruik gemaakt van het nationale rekeninstrumentarium voor nutriëntenemissie STONE. Versie 1.3 van dit rekeninstrumentarium is eveneens ingezet voor de 5e Milieuverkenning (Overbeek et al, 2001). Recent is de versie 2.0 van STONE ingezet bij de evaluatie van de Meststoffenwet (Schoumans et al, 2002). De resultaten van de berekeningen voor deze evaluatie zijn gebruikt voor de landsdekkende berekening van de variabele vermisting in deze studie.

Het instrumentarium ISBEST 4.0 voor de bepaling van het bestrijdingsmiddelengebruik is o.a. ingezet ten behoeve van de Evaluatie van het Meerjarenplan Gewasbescherming (Ekkes et al, 2001).

2.2.2 Schaalniveau

MKGR is bedoeld als beleidsondersteunend instrument op landelijk niveau. Op het regionale niveau wordt ook gebruik gemaakt van milieu-indicatoren, o.a. in het concept van de regionale milieugebruiksruimte (Van den Bosch et al, in voorbereiding). In dit concept wordt uitgegaan van de verschillende eisen die aan het milieu worden gesteld door de verschillende vormen van ruimtegebruik. Bovendien beïnvloeden de vormen van ruimtegebruik elkaar onderling. Zo zijn er kwetsbare functies als natuur die vaak gevoelig zijn voor milieubelasting en functies die eerder belastend zijn, zoals vormen van landbouw. Kwetsbare functies stellen beperkingen

aan de milieubelasting die in een gebied mag plaatsvinden en omgekeerd leggen belastende functies beperkingen op aan kwetsbare functies. Deze beperkte ruimte voor kwetsbare en belastende functies wordt milieugebruiksruimte genoemd. Om binnen een gebied meerdere doelstellingen te kunnen halen is het nodig dat de actoren met elkaar de prioriteiten en de randvoorwaarden voor functies in het gebied bepalen. Deze functies worden met de randvoorwaarden die ze stellen of de belasting die ze veroorzaken in kaart gebracht. Binnen de milieugebruiksruimte die zo wordt vastgesteld kan zowel gezocht worden naar de beste plaats voor kwetsbare functies, als naar ruimte voor belastende functies. Ter beoordeling wordt gebruik gemaakt van een milieu-indicator die aangeeft in welke mate aan de randvoorwaarden wordt voldaan. Hierdoor wordt, net als in MKGR, niet alleen een afweging gemaakt per milieuthema maar ook van milieu als onderdeel van omgevingskwaliteit. Wellicht kan de methodiek van de MKGR Milieu-indicator ook worden toegepast in het concept van de milieugebruiksruimte.

In de nota 'Zicht op gezonde teelt' over het gewasbeschermingsbeleid tot 2010 (Min. van LNV, 2001) wordt voor bestrijdingsmiddelen ook gesproken over een milieu-indicator op bedrijfsniveau. Een voorbeeld daarvan is terug te vinden in de sierteelt (Milieu Programma Sierteelt). Hiervoor is de milieu-indicator MPS-MIND ontwikkeld. De milieu-indicator geeft deelnemende bedrijven een indicatie van de schadelijkheid van het gebruikte middelenpakket, op basis van acute en chronische giftigheid voor diverse organismen, zoals mens, waterleven, vogels etc., afbraaksnelheid, de mate van verspreiding in het milieu via water en via lucht en omgevingsfactoren. Bedrijven die voldoen aan de milieu-eisen worden gecertificeerd.

2.2.3 Sectoraal beleid

In het sectoraal beleid is eveneens sprake van milieu-indicatoren. Binnen de landbouw is het bekendste voorbeeld hiervan de (nationale) Milieu-indicator 2000 (MI-2000) voor bestrijdingsmiddelen (Brouwer et al., 2000). Deze milieu-indicator is voortgekomen uit de wens van de Tweede Kamer om inzicht te krijgen in het verloop van de milieubelasting door bestrijdingsmiddelen. Voorheen werd in het kader van het MJP-G gerapporteerd over het verloop van het gebruiksvolume. Het gebruiksvolume bepaalt voor een deel de milieubelasting, maar deze wordt vooral ook bepaald door de omvang van de emissie en eco-toxicologische eigenschappen van de middelen (Liefjijn, 2001).

In het milieu- en natuurbeleid dienen diverse planten- en diersoorten als milieu-indicator. Voorbeelden van dergelijke bio-indicatoren voor het meten van de milieukwaliteit zijn:

- het bermpje, de knoflookpad, de waterspitsmuis en de ijsvogel als indicatorsoorten voor de (milieu)kwaliteit van laaglandbeken;
- Akkeronkruidvegetatie als indicator van het milieu en de bodemgesteldheid;
- Mosselen als indicator voor giftige stoffen die zich aan slib hechten;
- Slijkgarnalen als indicator voor olieverontreiniging op de zeebodem;

- (Korst)mossen staan erom bekend dat zij goede indicatoren zijn voor luchtverontreiniging.

Ook de bouw kent verschillende milieu-indicatoren. Doorgaans berekenen deze indicatoren de milieubelasting van een object (bijv. een woning) door alle milieueffecten over de gehele levensduur aan elkaar te relateren, van grondstofwinning tot aan sloop en hergebruik van materialen, gebaseerd op de methode van de levenscyclusanalyse.

2.2.4 Conclusie

MKGR positioneert zich als een systeem dat landsdekkend beelden genereert met tussenresultaten en aggregatie van de drie onderscheiden variabelen naar een integrale milieu-indicator. Deze aggregatie vindt plaats op het niveau van gemeenten. MKGR maakt daarbij gebruik van de bestaande gegevens en modellen die voor het milieubeleid worden benut.

3 Verzuring

3.1 Inleiding

Bij de invulling van de variabele verzuring is uitgegaan van de rol van de bodem voor de milieukwaliteit. De kwetsbaarheid van natuurlijke ecosystemen voor depositie van stikstof en zwavel kan worden ingeschat aan de hand van het kritische depositieniveau voor dat systeem. Het kritische depositieniveau is hierbij gedefinieerd als het niveau waarbij overschrijding resulteert in ongewenst of onaanvaardbaar geachte negatieve effecten op onder andere milieu (bodem/waterkwaliteit) en natuur (biodiversiteit, vitaliteit, groei). Bij de bepaling van de kritische depositieniveaus voor stikstof is gekeken naar de volgende drie beschermingscriteria:

- Verandering van de vegetatiesamenstelling;
- Afname van de bosgroei;
- Aantasting van de grondwaterkwaliteit (m.b.t. NO_3).

Voor de bepaling van het kritische depositieniveau van zuur zijn de volgende effecten beschouwd:

- Verandering van de vegetatiesamenstelling;
- Wortelaantasting;
- Afname bodemkwaliteit;
- Aantasting van de grondwaterkwaliteit (m.b.t. Al).

Om de mate van verzuring te bepalen wordt het kritische depositieniveau als referentie genomen. De mate van verzuring wordt dan berekend als het verschil tussen het kritische depositieniveau en de actuele depositie van verzurende stoffen (NH_3 , NO_x en SO_2), uitgedrukt als fractie van het kritische depositieniveau, op jaarbasis.

Een negatieve waarde duidt op een hogere belasting dan het kritische depositieniveau en een positieve waarde duidt op een lagere belasting.

3.2 Het kritische depositieniveau

Kritische depositieniveaus voor Nederland zijn berekend met behulp van het model SMB (De Vries, 1994), met uitzondering van de kritische depositieniveaus voor vegetatieveranderingen die bepaald zijn met het model SMART-MOVE (van Hinsberg and Kros, 1999). Om het kritische depositieniveau voor een bepaald gebied (gridcel) te bepalen is de minimale waarde gebruikt die berekend is voor de beschouwde effecten.

3.2.1 Berekeningsmethoden

3.2.1.1 SMB model

Het Simple Mass Balance (SMB)-model (De Vries, 1993, 1996) is een bodemchemisch georiënteerd voorspellingsmodel waarmee kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur kunnen worden berekend op basis van beschermingsniveaus voor bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit, wortelgroei, bosgroei en vegetatie. Het SMB-model berekent depositieniveaus waarbij, uitgaande van lange termijn 'steady-state' processen (evenwicht), de gestelde beschermingscriteria nog net gerealiseerd kunnen worden. Bij de berekening wordt dus uitgegaan van de omvang van de verschillende zuurneutraliserende processen in een steady-state situatie. Dynamische processen zoals kationuitwisseling, sulfaatadsorptie en (im)mobilisatie van sulfaat en basische kationen worden buiten beschouwing gelaten, omdat zij slechts gedurende beperkte tijd de stikstof of zuurbelasting bufferen.

Berekening van kritische stikstofdepositieniveaus

De kritische depositieniveaus voor stikstof zijn berekend op basis van de netto afvoer van stikstof door sommatie van:

- de netto stikstofopname door plantengroei,
- de lange-termijn acceptabele stikstofimmobilisatie,
- denitrificatie waarbij stikstof uit de bodem verdwijnt als N_2 ,
- een kritische of toelaatbare stikstofuitspoeling.

De netto stikstofopname is in bossen berekend op basis van de gemiddelde groei gedurende de rotatieperiode van een bos bij optimale nutriëntenvoorziening en het optimale stikstofgehalte in stammen. De stikstofimmobilisatie is gelijk gesteld aan een lage lange-termijn optredende vastlegging, uitgaande van een 'steady-state' situatie. De denitrificatie is berekend als de fractie van de netto toevoer middels (kritische) atmosferische depositie gecorrigeerd voor de berekende netto opname en netto immobilisatie. Aangenomen is dat er sprake is van een gegeven netto verlies aan stikstof wat zich verdeelt over uitspoeling en denitrificatie.

De toelaatbare stikstofuitspoeling in relatie tot bescherming van de grondwaterkwaliteit is berekend door het netto neerslagoverschot te vermenigvuldigen met de norm, dan wel streefwaarde voor NO_3 in freatisch grondwater. Dezelfde term in relatie tot een optimale houtgroei is berekend op basis van een optimaal stikstofgehalte in bladeren. Allereerst is de jaarlijkse stikstoftoevoer naar de bodem berekend door dit gehalte te vermenigvuldigen met een geschatte gemiddelde blad/naaldval per boomsoort, rekening houdend met het optreden van stikstof reallocatie voor blad/naaldval. Bij de berekening van de kritische stikstofuitspoeling wordt er dus van uitgegaan dat gedurende het groeiseizoen de uitspoeling van stikstof nihil is. Vervolgens is het stikstofoverschot in de winterperiode bepaald als de som van (i) mineralisatie van de toegevoegde hoeveelheid organisch materiaal door blad/naaldval en (ii) de stikstofdepositie gedurende de winterperiode. Tenslotte is de kritische stikstofuitspoeling berekend als

een fractie van het stikstofoverschot in de winterperiode (oktober-maart) volgens Rijtema and de Vries (1994). Voor naaldbossen is een alternatieve kritische stikstofuitspoeling afgeleid uit statistische relaties tussen het stikstofgehalte in de naalden en de stikstof concentratie in de wortelzone. Deze relaties zijn gebaseerd op intensieve monitoring op acht locaties in Europa (Tietema en Beier, 1995). Al deze bossen liggen op relatief goed gedraineerde zandgronden. Bij het berekenen van de stikstofuitspoeling voor slechter gedraineerde systemen zijn deze cijfers aangepast om te corrigeren voor een hogere denitrificatie op deze gronden.

Berekening van kritische zuurdepositieniveaus

De kritische niveaus voor zure depositie zijn berekend op basis van een vergelijkbare balansberekening door sommatie van:

- de netto stikstofafvoer door bosgroei, lange-termijn immobilisatie en denitrificatie,
- een netto basentoevoer door depositie en verwerking met aftrek van de netto basenopname en,
- een toelaatbare zuur en aluminiumuitspoeling die gebaseerd is op een drempelwaarde voor aluminium dan wel maximaal toelaatbaar geachte Al/(Ca+Mg+K)-verhouding in bodemvocht.

De toelaatbare aluminium en zuuruitspoeling in relatie tot bescherming van de bodemkwaliteit is berekend op basis van de vereiste dat er geen sprake is van:

- uitputting van Al-hydroxiden in basenarme zand (en löss) gronden. Dit betekent dat de uitspoeling van Al niet hoger mag zijn dan de hoeveelheid Al die vrijkomt uit verwerking van mineralen. Met dit criterium worden pH dalingen op zure gronden (pH < 4) voorkomen.
- daling van de basenbezetting in basenrijke klei, veen en lössgronden. Dit criterium is namelijk vooral van belang op gronden met een pH > 4 waar zuurbelasting kan leiden tot een daling in de basenbezetting en de pH.

De kritische aluminium concentratie in relatie tot de bescherming van de grondwaterkwaliteit is gebaseerd op de drinkwaternorm (Al concentratie < 0.02 mol_c m⁻³). Bij het berekenen van de basische kation flux die vrijkomt door verwerking is er van uitgegaan dat grondwater gemiddeld op een diepte van 32 m wordt onttrokken. Van de overige processen is aangenomen dat zij beperkt zijn tot de wortelzone. Deze benadering verschilt van de eerdere aanpak (Schneider en Bresser, 1988), waarbij de kritische depositieniveaus voor grondwater werden berekend op basis van een dezelfde kritische aluminium concentratie, maar dan voor freatisch grondwater. Dit leidt echter tot extreem lage waarden, wat onnodig lijkt omdat op deze diepte geen drinkwater wordt gewonnen. In dit geval worden dus andere kritische belastingen berekend door een verandering van "het beschouwde gevoelige element in het milieu".

De kritische aluminium concentratie voor bossen, gras en heide met betrekking tot wortelschade is berekend op basis van een kritische Al/(Ca+Mg+K) verhouding in de oplossing. Deze varieert tussen de 0.8 en 2.0 mol mol⁻¹, afhankelijk van de vegetatie dan wel boomsoort (Sverdrup and Warfvinge, 1993). In de eerdere

berekeningen werd uitgegaan van een vaste Al/Ca ratio van 1.0 mol mol⁻¹. De bijbehorende zuur concentratie is gebaseerd op relaties opgesteld tussen de Aluminium concentraties en de pH in de bodemoplossing aan de onderkant van de wortelzone op 150 locaties in bossen op zandgronden (De Vries en Leeters, 2001; Van der Salm and De Vries, 2000). In de eerdere berekeningen werd uitgegaan van een vaste evenwichts (gibbsiet) constante. In dit geval worden dus andere kritische belastingen berekend door een toename “van kennis m.b.t. effecten en berekeningsmethoden/criteria”. De kritische zuuruitspoeling is berekend door de kritische niveaus voor zuur en aluminium concentratie te vermenigvuldigen met het netto neerslag overschot.

3.2.1.2 SMART-MOVE

Een verwante, maar relatief nieuwe modelmatige methodiek voor het bepalen van kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof is de dynamische procesmodellering. Deze methode is uitgewerkt in de normstellingsmodule van SMART/MOVE (Van Hinsberg en Kros, 1999). In deze methode worden empirisch vastgestelde kritische milieugrenzen van natuurdoeltypen met behulp van een dynamisch procesgeoriënteerd bodemmodel omgerekend tot kritische depositieniveaus. SMART (Kros et al., 1995) en het SMB-model zijn verwant, waarbij de modellering in SMART is uitgebreid met dynamiek in bodem- en vegetatieontwikkeling. Het kritische depositieniveau is daarbij zodanig gedefinieerd dat de gelijktijdige (milieu)eisen die de (doel)soorten van de natuurdoeltypen stellen aan zowel de stikstofbeschikbaarheid en bodem-pH gerealiseerd kunnen worden.

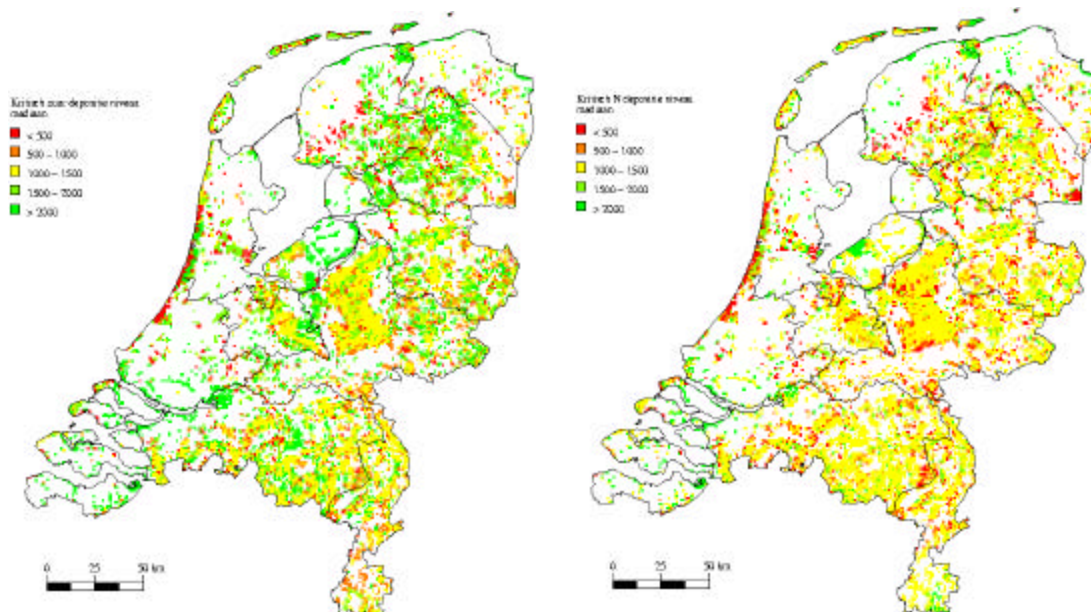
De milieugrenzen zijn zo gesteld dat hierbinnen voldaan wordt aan de eisen van 80% van de (doel)soorten van een natuurdoeltype, die samen in één en hetzelfde locale milieutype kunnen voorkomen (zie ook Van Hinsberg en Kros, 1999). Deze laatste toevoeging is gemaakt omdat in de nationale natuurdoeltypologie soorten zijn gegroepeerd die niet altijd lokaal bij elkaar voorkomen. De keuze van de 80%-drempel is gebaseerd op de daarbij optredende goede overeenkomst tussen berekende en gemeten biomassagroei van een veertigtal vegetatietypen (Van Hinsberg en Kros, 1999). De drempelwaarde moet beschouwd worden als randvoorwaarde voor realisatie van een goede kwaliteit aan natuurdoeltypen. Realisatie van de milieugrenzen garandeert niet dat de natuurdoeltypen ook lokaal aanwezig zullen zijn, omdat ook andere niet beschouwde (milieu)factoren realisatie onmogelijk kunnen maken. Een voordeel van de methode is dat effecten van verschillende milieudrukcomponenten ten aanzien van zowel verzuring als vermesting in onderlinge samenhang beschouwd worden en dat voor een zeer grote verscheidenheid aan vegetatie- en bodemtypen gerekend kan worden. Tevens kan voorzover het detailniveau van de landelijke geografische informatie dit toelaat de hydrologische situatie mede in beschouwing worden genomen. Nadeel is dat met name in zeer voedselarme of sterk beheerde systemen met de normstellingsmodule niet altijd realistische kritische depositieniveaus berekend kunnen worden (Van Hinsberg en Kros, 1999).

3.2.1.3 Schematisatie en data

De nauwkeurigheid waarmee op ruimtelijke schaal kritische depositieniveaus en de overschrijding daarvan kunnen worden berekend hangt sterk af van de beschouwde ruimtelijke resolutie. Bij de berekening van kritische depositieniveaus wordt de optimale resolutie ten aanzien van betrouwbaarheid vooral bepaald door informatie over de ruimtelijke variabiliteit van ecosysteemkarakteristieken en de kwaliteit van geografische informatie om dit in beeld te kunnen brengen. Op basis van aanwezige bestanden zijn de kritische stikstof en zuurbelasting voor alle onderscheiden effecten berekend voor 250 m x 250 m gridcellen waarbinnen bos of natuur het dominante landgebruik is. De schematisatie in bodemtypen is gebaseerd op de 1:50.000 bodemkaart. Daarbij zijn vijf verschillende vegetatietypen (loofbos, den, spar, gras en heide) en vijf grondwatertrap-klassen onderscheiden (zie ook Kros et al., 1995). Voor berekeningen met het SMB-model is nog een fijnere onderverdeling gemaakt in de löss-, klei- en veengronden. Deze verdeling is aangebracht om de variatie in verwerkingssnelheden in deze gronden beter tot uitdrukking te doen komen (Van der Salm, 1999). In het algemeen lijkt de onzekerheid en (ruimtelijke) variatie in modelparameters een grotere invloed te hebben op de onzekerheid in modeluitkomsten dan de onzekerheid in de basisinformatie zoals bodemtype, vegetatietype en grondwatertrap (Kros et al., 1999).

3.2.2 Resultaten

De kritische zuurdepositieniveaus voor de verschillende criteria verschillen sterk. Over het algemeen is bescherming van de natuurwaarde het meest stringente criterium. Ook voor stikstof zijn de kritische depositieniveaus voor natuur vaak bepalend voor de minimale waarde. Daarnaast speelt aantasting van de grondwaterkwaliteit een rol. De laagste waarden ($< 500 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) voor de kritische depositieniveaus worden vaak aangetroffen in gevoelige ecosystemen als schraal- en duingraslanden en hoogveen (fig. 3 en 4). Relatief hoge kritische depositieniveaus ($> 1500 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) voor zuur worden aangetroffen in het westen en noorden van Nederland. Deze hogere waarden worden vooral veroorzaakt door het voorkomen van kleiige afzettingen en van nature voedselrijke ecosystemen. Mediane waarden ($1000\text{-}1500 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) worden aangetroffen op een groot deel van het zandgebied in midden, zuid en oost Nederland.

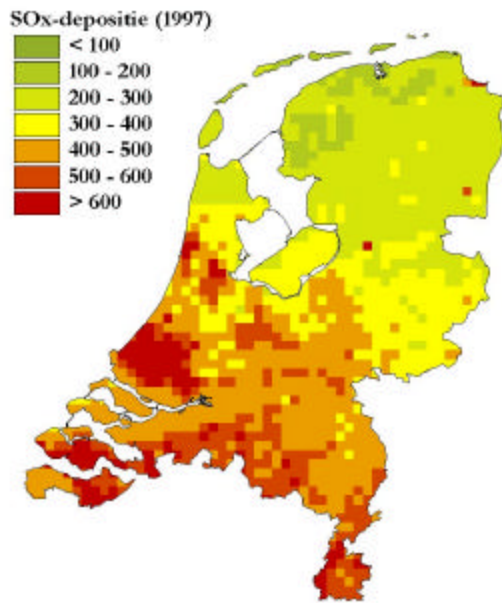


Figuur 3 (links) Het kritisch zuur depositieniveau ($\text{mol}_c \text{ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)
 Figuur 4 (rechts) Kritische N-depositie niveau ($\text{mol}_c \text{ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)

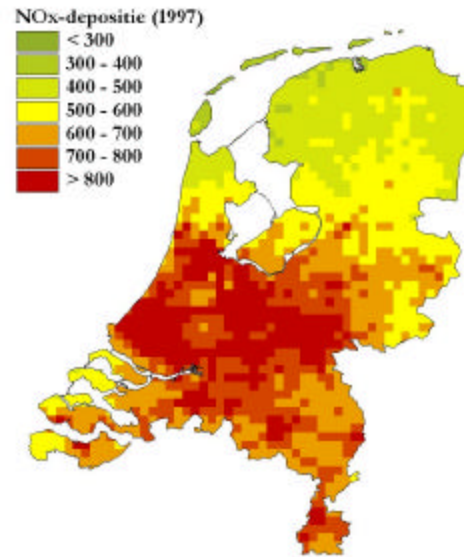
Kritische depositieniveaus voor stikstof liggen over het algemeen iets lager (mediane waarde $1100 \text{ mol}_c \text{ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) dan voor zuur (mediane waarde circa $1400 \text{ mol}_c \text{ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$). Lage waarden worden aangetroffen op de droge (zand)gronden. Hogere waarden worden gevonden in natte systemen in met name noord en west Nederland waar denitrificatie een belangrijk rol speelt.

3.3 Actuele depositie

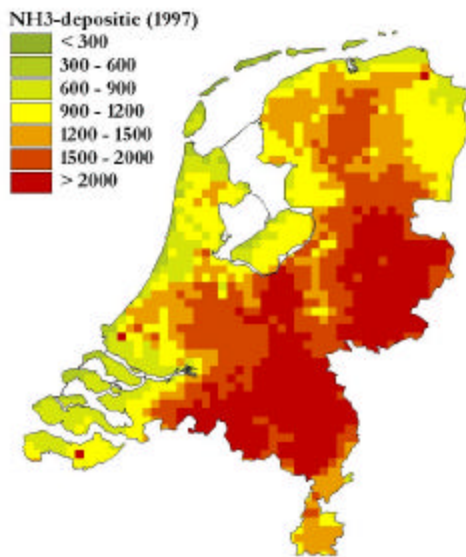
De actuele depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) is berekend door RIVM met behulp van het model EDACS (Erisman, 1991) voor gridcellen van $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$.



Figuur 5 SO_x-depositie (mol ha⁻¹ jr⁻¹)



Figuur 6 NO_x-depositie (mol ha⁻¹ jr⁻¹)

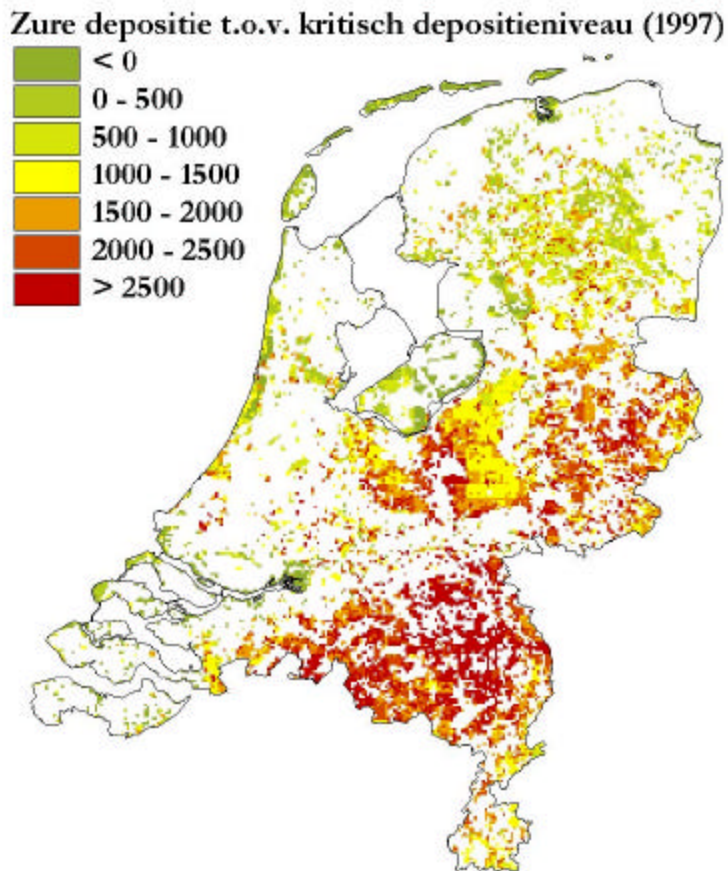


Figuur 7 NH₃-depositie (mol ha⁻¹ jr⁻¹)

De totale N-depositie wordt berekend door $\text{NH}_3 + \text{NO}_x + 124$ voor de achtergronddepositie. De totale zuurdepositie wordt berekend door de totale N-depositie plus de depositie van SO_x ($2 * (\text{SO}_x + 87 \text{ achtergrond})$), vanwege de 2-waardige valentie van SO_x).

3.4 Mate van verzuring

Om de mate van verzuring te bepalen wordt het kritische depositieniveau als referentie genomen. De mate van verzuring wordt dan berekend als het verschil tussen de actuele depositie van verzurende stoffen (NH_3 , NO_x en SO_2) en het kritische depositieniveau ($\text{mol}^{-1} \text{ ha}^{-1}$), op jaarbasis (fig. 8).



Figuur 8 Zure depositie ten opzichte van het kritisch depositie niveau

Een negatieve waarde duidt op een lagere belasting dan het kritische depositieniveau en een positieve waarde duidt op een hogere belasting.

Fig. 8 is de basiskaart voor de aggregatie naar gemeenteniveau volgens de MKGR-methodiek, zie paragraaf 6.3.

4 Vermesting

4.1 Inleiding

De milieukwaliteit voor vermessing kan in beeld worden gebracht via de nutriëntenbelasting (N en P) van het grond- en oppervlaktewater. De N- en P-belasting zegt iets over de gebiedskwaliteit voor o.a. drinkwatervoorziening en ecologische functies. In de 4^e Nota Waterhuishouding (Ministerie van V en W, 1998) worden doelstellingen (normen) gegeven voor N en P in grond- en oppervlaktewater (tabel 1).

Tabel 1 Normen voor N en P in grond en oppervlaktewater

	Stikstof	Fosfor
Oppervlaktewater	2,2 mg N/l	0,15 mg P/l
Grondwater	50 mg NO ₃ /l (=11,3 mg N/l)	0,15 mg P/l

De doelstellingen worden door ons als referentie gehanteerd voor de milieukwaliteit voor vermessing:

1. De gemeten of berekende concentratie in het grondwater verminderd met de doelstelling voor grondwater, gedeeld door de doelstelling;
2. De gemeten of berekende concentratie in het oppervlaktewater verminderd met de doelstelling voor oppervlaktewater, gedeeld door de kwaliteitsdoelstelling voor oppervlaktewater.

Evenals bij verzuring geldt hier dat bij de waarde nul aan de doelstelling wordt voldaan, terwijl bij positieve waarden de doelstelling wordt overschreden.

Het gevolg van deze keuze is dat de variabele vermessing (I_v) zal zijn opgebouwd uit:

- Een deelvariabele voor de vermessing van grondwater (I_{v_g});
- Een deelvariabele voor de vermessing van oppervlaktewater (I_{v_o}).

De deelvariabelen zijn elk opgebouwd uit N- en P-belasting, namelijk bij grondwater uit de nitraatconcentratie ($I_{v_{g,NO_3}}$) en de concentratie totaal fosfor ($I_{v_{g,P}}$) en bij oppervlaktewater uit de totale stikstofconcentratie ($I_{v_{o,N}}$) en de concentratie totaal P ($I_{v_{o,P}}$). De volgende vergelijkingen zijn van toepassing:

1. $I_{v_g} = I_{v_{g,NO_3}} + I_{v_{g,P}}$
2. $I_{v_o} = I_{v_{o,N}} + I_{v_{o,P}}$
3. $I_v = I_{v_g} + I_{v_o}$

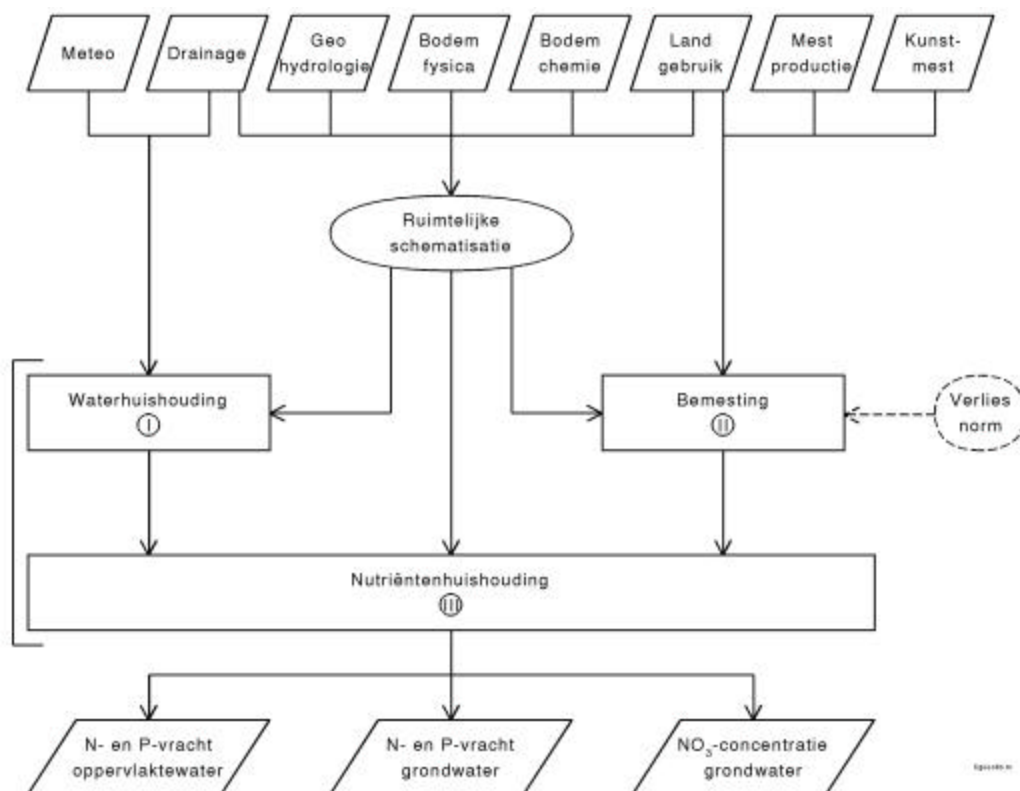
De N- en P-concentraties in grond- en oppervlaktewater worden berekend met het modelinstrumentarium STONE.

4.2 Berekeningsmethoden

Voor de MKGR zijn gegevens gebruikt die zijn gegenereerd en toegepast in het project “Toepassing van STONE voor Evaluatie Mestbeleid”. STONE is het consensusmodel van Alterra, PRI, RIVM en RIZA voor de berekening van de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater op landelijke schaal (Beusen et al., 2000; Rötter et al., 2001). Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten, te weten een mestverdelingsmodule CLEAN van het RIVM, een N-depositiemodule OPS/SRM van het RIVM, een bodem-N- en -P-kringloop- en N- en P-emissie-module ANIMO van Alterra en de ruimtelijke schematisatie van Nederland door RIZA. In 2000 is de eerste release (STONE 1.3; Beusen et al., 2000) ingezet voor de Nationale milieuverkenningen 5 (MV5) (Overbeek et al., 2001). De kennis en ervaringen opgedaan bij deze toepassing hebben tot een groot aantal aanpassingen geleid. Dit heeft geresulteerd in een nieuwe release van STONE (versie 2.0). De belangrijkste veranderingen in STONE waren: (1) nieuwe module voor de berekening van de gewasproductie en de stikstof- en fosfaatopname (QUADMOD; Ten Berge et al., 2000); (2) nieuwe modules voor de berekening van denitrificatie en mineralisatie van organische stof; (3) nieuwe ruimtelijke schematisatie van Nederland (Kroon et al., 2001). Voor meer informatie over de historische ontwikkeling en de functionaliteit van STONE, zie Rötter et al. (2001).

Figuur 9 geeft een schematische weergave van het huidige modelinstrumentarium van STONE met de belangrijkste deelmodellen en datainput- en dataoutput-bestanden. Nederland is ruimtelijk geschematiseerd met betrekking tot data-input zoals bodemtype en landgebruik, via unieke plots.

In de nieuwe ruimtelijke indeling van Nederland voor STONE (Kroon et al., 2001) wordt het landareaal geïnclassificeerd naar de hydrologische kenmerken, het landgebruik en de bodemeigenschappen (tabel 2).



Modelinstrumentarium

I: SWAP met voorbewerking NAGROM/LGM

II: CLEAN met voorbewerking FARMMIN (waarvan QUADMOD onderdeel uitmaakt) en in combinatie met OPS/SRM voor N depositie

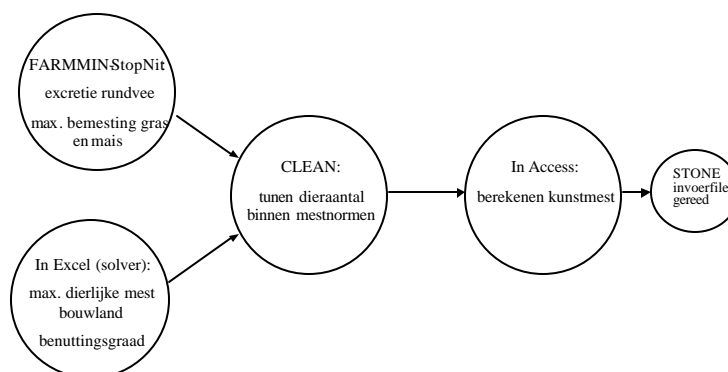
III: ANIMO in combinatie met QUADMOD met aansturingsschil GONAT

Fig.9 Schematische weergave van het modelinstrumentarium met de belangrijkste data-input- en -outputbestanden

Tabel 2 Kenmerken van de ruimtelijke indeling

Thema	Bron en methode
Geohydrologie	Schematisatie van de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond is de indeling in 22 zgn. hydrotypen gebruikt (Massop et al., 2000). Deze indeling is gebaseerd op o.a. de geologische kaart van Nederland (1:600.000).
Drainage eigenschappen	Schematisering van de drainage-eigenschappen worden vijf verschillende drainagesystemen voor afvoer naar het oppervlaktewater onderscheiden, namelijk Waterafvoer naar brede waterlopen (> 3 meter); Smalle waterlopen (ca. 0.5m - 3 m); Greppels (< ca. 0.5 m); Waterafvoer over het maaiveld naar het oppervlaktewater; Waterafvoer via aangelegde drains in de bodem. De classificatie naar drainage-eigenschappen is voornamelijk gebaseerd op de drainage-weerstand bij afvoer naar de waterlopen. Deze drainageweerstand is berekend met het MONA-instrumentarium van het RIZA (Kroon en Werkman, 2001).
Kwel	De relatie met de diepe ondergrond is benaderd met behulp van het MONA-instrumentarium (Kroon en Werkman, 2001: 2 modellen voor het grondwater, waarvan NAGROM voor het diepe systeem en MOZART voor het topsysteem). Deze berekende kwel is gebruikt om een kwelkaart te generen, die voor de STONE toepassing is gegroepeerd in 6 kwelklassen (Kroon et al., 2001)
Grondwaterstanden	Voor het onderscheiden van grondwaterstanden is de grondwatertrappenkaart van de bodemkaart 1:50.000 gebruikt. Hiervoor zijn de Gt-codes uit de bodemkaart vertaald naar 7 Gt-groepen, die zijn gebruikt voor de hydrologische schematisatie.
Landgebruik	De ligging van verschillende vormen van landgebruik is afgeleid uit het LGN-3+ bestand (25 m bij 25 m) van Nederland (de Wit et al., 1999) en ten behoeve van de verdere ruimtelijke schematisatie opgeschaald naar een bestand van 250 bij 250 meter. Omdat het areaal grasland hoger uitviel dan het areaal dat bij het LEI als grasland geregistreerd stond, zijn een aantal grasland-plots als onbemest grasland ('natuur') behandeld.
Bodemtype	Voor het onderscheid in bodemtypen is gebruik gemaakt van een vertaling van de bodemkaart 1:50.000 naar 21 bodemfysische eenheden / PAWN-eenheden (Klijn, 1997). Deze vertaling is gebaseerd op de vertaling van de bodemkaart 1:250.000 in bodemfysische eenheden (Wösten et al., 1988).
Bodemchemie	Voor de indeling in bodemchemische eenheden zijn deze bodemtypen verder gedifferentieerd naar 3 kenmerken, te weten: de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, de mineralisatiecapaciteit en de capaciteit van de bodem om kationen (waaronder NH ₄) uit te wisselen (Kroon et al., 2001).
toewijzing areaal droge zandgronden aan plots	De schematisatie van Nederland in 6405 plots met elk hun specifieke eigenschappen zoals bodemtype en grondwatertrap, komt (uiteraard) niet 1 op 1 overeen met de kaart waarop de 140.000 ha droge zandgronden met een grondwatertrap VII(*) en VIII en de 220.000 ha matige droge zandgronden met een grondwatertrap VI staan aangegeven. Om aan te kunnen geven welke plots met een lagere verliesnorm doorgerekend moeten worden, is een overlay gemaakt van de droge zandgrondenkaart met de STONE-plotkaart van Nederland. De methodiek die gehanteerd is, komt overeen met de methodiek, zoals toegepast bij de Nationale Milieuverkenningen 5 (MV5) en beschreven door Overbeek et al. (2001).

Thema	Bron en methode
Berekening bemesting	<p>Voor het STONE-project is een gecompliceerde rekenprocedure toegepast (Schoumans, et al., 2002)</p> <p>De rekenprocedure is opgebouwd uit een aantal stappen die afzonderlijk worden uitgevoerd. Elke stap resulteert in een outputfile die, na inspectie en eventuele correcties, gebruikt wordt als invoer voor de volgende stap. In grote lijn worden de volgende stappen doorlopen:</p> <p>Vaststellen van excreties, bemesting, ruwvoerproductie en eventueel mestafvoer in de graasveehouderij (gras- en maïsland); dit gebeurt via het vaststellen van aan- en afvoerposten op de bedrijfsbalans in afhankelijkheid van MINAS normen;</p> <p>Vaststellen van de plaatsingsruimte voor dierlijke mest op bouwland; hierbij wordt een maximale dierlijke mestgift door middel van een 'acceptatiegraad' gereduceerd tot de werkelijke dierlijke mestgift (de 'plaatsingsruimte');</p> <p>Bepaling van de omvang van varkens- en pluimvee-aantallen die nog 'past' bij voornoemde plaatsingsruimte; enige ruimte voor plaatsing van 'bedrijfsvreemde mest' in de graasveehouderij wordt hierbij ook benut;</p> <p>Vaststellen van kunstmestgiften ter (gedeeltelijke) opvulling van de ruimte die de MINAS overschotnormen toelaten.</p>



Schematische weergave van rekenprocedure FARMMIN/Stopnit – CLEAN

Voor de MKGR is gebruik gemaakt van het jaar 1998, berekend in variant A van de STONE-studie tbv de Evaluatie Mestbeleid 2002. Variant A gaat uit van de geldende MINAS verliesnormen (er is verondersteld dat alle landbouwbedrijven met deze normen te maken hebben). In 1998 werd nog geen onderscheid gemaakt tussen droge zandgronden en overige gronden. De in STONE berekende mestgiften staan gepresenteerd in tabel 3 en 4.

Tabel 3 Totale stikstofaanvoer (som van dierlijke mest en kunstmest, na aftrek van ammoniakemissies bij aanwending van meststoffen) op grasland, maïsland en overig bouwland per grondsoort, gemiddeld over Nederland berekend met CLEAN

Variant	Totale stikstofaanvoer (kg N ha ⁻¹)											
	Gras				Maïs				Bouwland			
	klei	veen	droog zand	Overig zand	Klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand
A	581	606	622	602	300	292	316	316	240	209	224	247

Tabel 4 Totale fosfaataanvoer (som van dierlijke mest en kunstmest) op grasland, maïsland en overig bouwland per grondsoort, gemiddeld over Nederland berekend door CLEAN

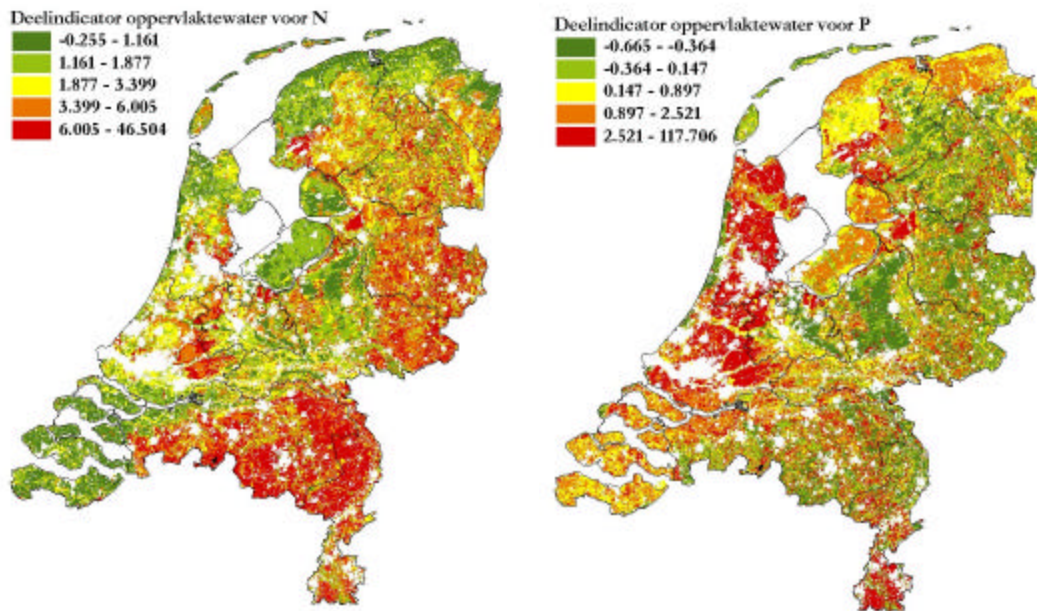
Variant	Totale fosfaataanvoer (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹)											
	Gras				Maïs				Bouwland			
	klei	veen	droog zand	Overig zand	Klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand
A	125	128	136	132	87	100	104	94	101	84	90	92

De gerapporteerde resultaten van de STONE-studie hebben allen betrekking op het 15-jarig voortschrijdend gemiddelde berekend in het jaar 2030.

4.3 De mate van vermesting

4.3.1 Oppervlaktewater

Om de mate van vermesting te bepalen zijn dus de doelstellingen uit de 4^e Nota Waterhuishouding als referentie genomen. In de figuren 10 t/m 11 is de N- en P-belasting van het oppervlaktewater ten opzichte van de referentiewaarden weergegeven (over- en onderschrijdingskaarten). Het betreft hier de weergave van respectievelijk $I_{v,o,N}$ en $I_{v,o,P}$ uit de vergelijkingen voor het berekenen van de variabele vermesting (zie paragraaf 4.1).



Figuur 10 en 11: N- en P-belasting van het oppervlaktewater ten opzichte van de referentiewaarden ($2,2 \text{ mg N.l}^{-1}$ en $0,15 \text{ mg P.l}^{-1}$)

Voor de belasting van oppervlaktewater zijn zogenaamde emissieconcentraties weergegeven. Dit zijn dus niet de concentraties in het oppervlaktewater zelf, maar de concentraties van het water dat in het oppervlaktewatersysteem uitstroomt. Door STONE worden namelijk vrachten (kg.ha^{-1}) naar het oppervlaktewater berekend. Wij hebben de vrachten gedeeld door de waterflux; het deel van de effectieve neerslag dat uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht komt. Op deze wijze kunnen we de belasting uitdrukken in een concentratie met als doel ze te relateren aan de doelstelling voor oppervlaktewater.

Eigenlijk is bovenstaande methode dus niet juist, want we moeten de concentraties van het oppervlaktewater zelf relateren aan de doelstellingen. Deze concentraties kunnen we echter niet bepalen, omdat de hoeveelheid water in het oppervlaktewatersysteem en bijbehorende achtergrondconcentraties niet bekend zijn. In het algemeen zijn emissieconcentraties hoger dan de concentraties in het oppervlaktewater zelf. Op het moment dat het water in het oppervlaktewater uitstroomt vindt verdunning plaats en zal als gevolg van biologische en chemische processen een deel van het N en P verdwijnen. Door Roest & Groenendijk (1994) zijn hiervoor zogenaamde verdwijnfactoren bepaald. Deze verdwijnfactoren zijn gebiedsafhankelijk.

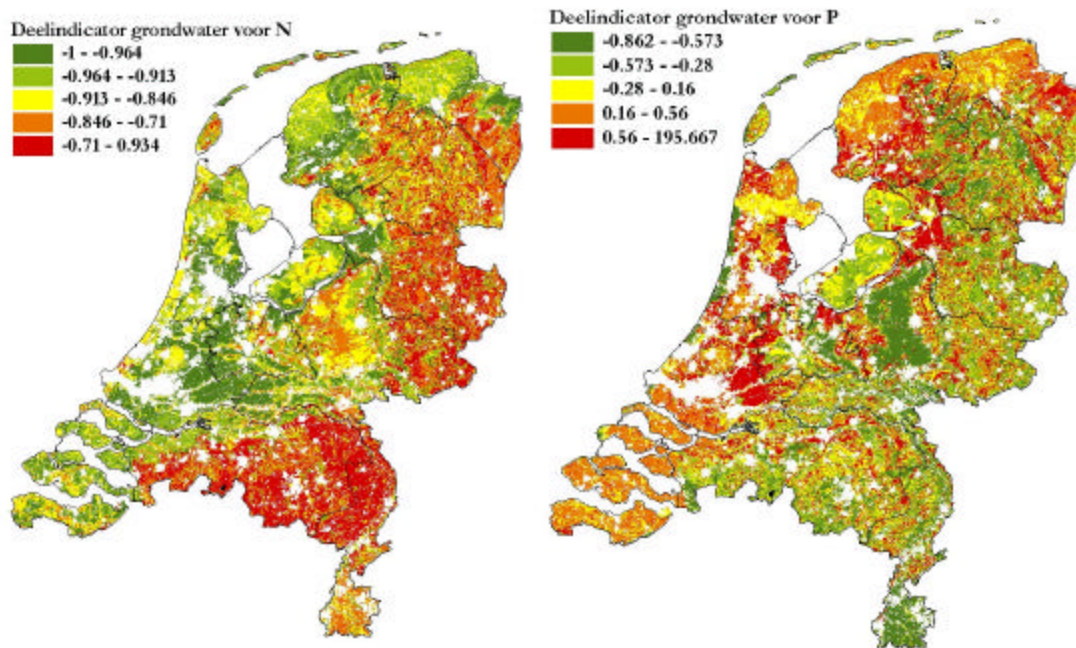
Als we de resultaten voor de belasting van het oppervlaktewater vergelijken met de resultaten uit de Evaluatie Mestbeleid valt op dat met name de hoge N-belasting van het oppervlaktewater in West-Nederland niet terugkomt in de resultaten voor MKGR. De reden hiervoor is de omrekening van vrachten naar emissieconcentraties.

De waterfluxen in west Nederland zijn relatief groot, waardoor de emissieconcentraties relatief laag uitvallen ten opzichte van de vrachten. Daarbij zijn de berekende afvoeren in het zuidelijk zandgebied waarschijnlijk te laag, waardoor de emissieconcentraties in dit deel van Nederland relatief hoog zijn. Dit wordt bevestigd door een studie van Kroes et al (2002) naar de door STONE berekende waterafvoer in het gebied Beerze-Reusel. Ten opzichte van metingen wordt de waterafvoer ongeveer 30% te laag berekend. Daarbij komt de relatief hoge N-belasting van west Nederland ten opzichte van andere delen van Nederland door de gekozen klasse-indeling (elke klasse beslaat 20% van het oppervlakte) nog minder tot uiting.

Het resultaat voor de P-belasting van het oppervlaktewater komt wel overeen met het beeld uit de Evaluatie Mestbeleid. Hierbij moet wel worden bedacht dat ook de P-belasting voor het zuidelijk zandgebied waarschijnlijk te hoog is ingeschat als gevolg van de te laag berekende waterafvoeren naar het oppervlaktewater.

4.3.2 Grondwater

De N- en P-belasting van het grondwater ten opzichte van de referentiewaarden is weergegeven in de figuren 12 t/m 13 (over- en onderschrijdingen). Het betreft hier de weergave van respectievelijk I_{v,g,NO_3} en $I_{v,g,P}$ uit de vergelijkingen voor het berekenen van de variabele vermesting (zie paragraaf 4.1)



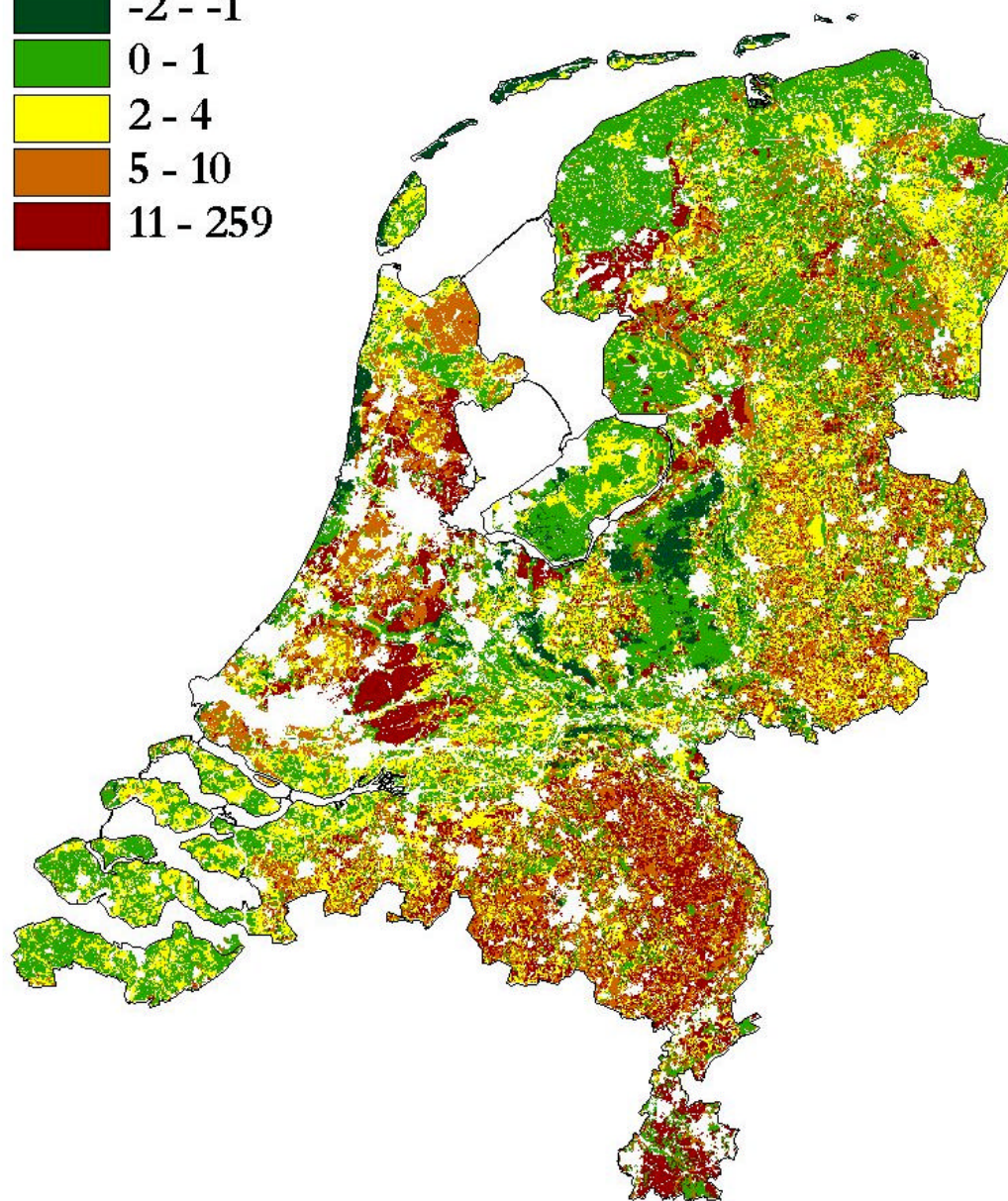
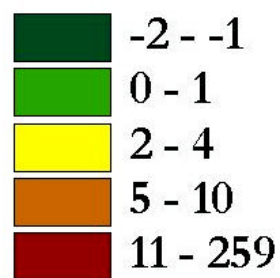
Figuur 12 en 13: N- en P-belasting van het grondwater ten opzichte van de referentiewaarden ($50 \text{ mg NO}_3\text{-I}^1$ en $0,15 \text{ mg P-I}^1$)

Het beeld voor de N-belasting van het grondwater komt overeen met de resultaten uit de Evaluatie Mestbeleid. In de Evaluatie Mestbeleid is de P-belasting van het grondwater niet meegekomen, dus is een vergelijking niet mogelijk.

4.3.3 Totale belasting

Voor het verkrijgen van een totaalbeeld voor de vermesting zijn de onder- en overschrijdingen voor de N- en P-belasting voor zowel grond- als oppervlaktewater bij elkaar opgeteld ($Iv = Iv_{g,NO_3} + Iv_{g,P} + Iv_{o,N} + Iv_{o,P}$). Dit totaalbeeld is weergegeven in figuur 14. De kaart in figuur 14 is de basis voor de aggregatie naar gemeenteniveau volgens de MKGR-methodiek, zie paragraaf 6.3.

Som over- en onderschrijdingen



Figuur 14: De som van onder- en overschrijdingen voor de N- en P-belasting voor zowel grond- als oppervlaktewater ($I_v = I_{v,g,NO_3} + I_{v,g,P} + I_{v,o,N} + I_{v,o,P}$)

5 Gebruik van bestrijdingsmiddelen

5.1 Achtergrond

In 1999 zijn door Steenvoorden et al. de mogelijkheden van een deel-indicator bestrijdingsmiddelen geïnventariseerd. Als meest geschikte indicator kwam naar voren een deel-indicator die de integrale milieubelasting weergeeft op basis van een combinatie van gebruik (Bestrijdingsmiddelenenquête 1995, CBS, 1996) en milieubelastingspunten (Milieumeetlat, CLM, 1998). In Steenvoorden et al. (1999) zijn voorbeelden opgenomen van een dergelijke indicator met behulp van gegevens voor Noord-Brabant (Merkelbach et al., 1998), berekend met ISBEST 3.0. De gegevens bleven beperkt tot de provincie Noord-Brabant omdat alleen van dat gebied gedetailleerde gegevens beschikbaar waren. Een landelijke berekening van de integrale milieubelasting was in 1999 niet mogelijk. In "Proef op de Zon" (Hoogeveen et al. 2000) is daarom alleen de deel-indicator gebruik opgenomen in de berekeningen voor de milieu-indicator MKGR met als laagste resolutieniveau: gemeente.

Voor de deel-indicator bestrijdingsmiddelen betekent het uitvoeren van een landelijke berekening een actualisatie van de gebruiksgegevens naar het gebruiksjaar 1998 en een uitbreiding van de gegevens met een inschatting voor het bestrijdingsmiddelengebruik in de referentieperiode 1984-1988. De berekeningsresultaten worden uitgedrukt als een score ten opzichte van de referentieperiode en weergegeven met behulp van landsdekkende kaarten, met als laagst onderscheiden presentatie eenheid het niveau van gemeente.

In tegenstelling tot de variabelen verzuring en vermesting wordt bij de variabele gebruik van bestrijdingsmiddelen het resultaat direct op gemeenteniveau gegenereerd. In ISBEST is geen lager resolutieniveau, bijv. plot of gridcel-niveau, beschikbaar. Omdat er toch behoefte is aan een 'tussenresultaat' op gridniveau, is naderhand een extra bewerking uitgevoerd die de resultaten voor het gebruik van bestrijdingsmiddelen vertalen naar een gebruik in gridcellen van 500 m x 500 m.

5.2 Gegevensbronnen

Om het bestrijdingsmiddelengebruik op gemeenteniveau te kunnen beschrijven is gedetailleerde landbouwkundige informatie nodig over de verschillende toepassingen van bestrijdingsmiddelen in de in Nederland voorkomende gewassen. Tevens moet de verdeling van de gewassen binnen de gemeenten bekend zijn. Dit laatste is beschreven in de Landbouwtelling 1998 (CBS, 1999). Een regionale beschrijving van het gebruik, zeker tot op het niveau van gemeente, is echter niet voorhanden.

Om de paar jaar houdt CBS een enquête waarbij telkens ca. 3000 bedrijven reageren om de inzet van gewasbeschermingsmiddelen te beschrijven. Deze enquête bevat

veel landbouwkundige informatie over het tijdstip en de aard van de toepassing. Het Bedrijven Informatienet (BIN) van het Landbouw Economisch Instituut (LEI) legt de boekhouding van ca. 1500 bedrijven vast. BIN vermeldt wel omvang van gebruik, maar beschrijft geen toepassingen. Beide bronnen zijn ten behoeve van de Emissie-evaluatie MJP-G (Ekkes et al., 2001) door LEI gecombineerd voor gebruik binnen ISBEST 4.0 (De Nie, 2002) en beschrijven het gebruiksjaar 1998. Voor de MKGR is daaraan nog toegevoegd de gebruiksinformatie over de grondontsmettingsmiddelen zoals is afgeleid door de Plantenziektenkundige Dienst uit de vergunningenverlening als gevolg van de Regulering Grondontsmettingsmiddelen (RGO). Een overzicht van het totaal beschreven landelijk gebruik aan bestrijdingsmiddelen staat in tabel 5.

Tabel 5: Bestrijdingsmiddelengebruik 1998 in kilogrammen (bron: BIN/CBS-1998, RGO-1998)

Sector	fungiciden	Grondontsmetting	Herbiciden	Insecticiden	overig
Akkerbouw	2472070	272433	1132852	158606	151109
Bloembollenteelt	527991	308822	145217	266804	25671
Bloemisterij	96775	66926	7519	36786	36148
Boomteelt	35371	159968	22363	5175	48454
eetbare paddestoelen	1984			918	0
Fruitteelt	454625	5458	48921	25485	36722
Groenteteelt glas	71768		806	15136	62687
Groenteteelt vollegrond	100926	246937	85604	27873	3707
Veehouderij	59	334	668803	16290	74

In Ekkes et al. (2001) staat beschreven hoeveel het huidige gebruik (1998-2000) zich verhoudt tot het gebruik in de referentieperiode 1984-1988, zie tabel 6.

Tabel 6: Verhouding huidige gebruik (1998-2000) ten opzichte van de referentieperiode (1984-1988)

Stofgroep	Reductie%
Fungiciden	-17%
Grondontsmetting	88%
Herbiciden/loofdodingsmiddelen	28%
Insecticiden	43%
overig	18%

5.3 Methode

STAP 1: specificatie van referentiewaarden

In aansluiting op het Meerjarenplan Gewasbescherming (Ministerie LNV, 1991) is gekozen voor dezelfde referentieperiode van bestrijdingsmiddelengebruik. Vanwege de beperkte hoeveelheid openbare informatie over het gebruik van de afzonderlijke werkzame stoffen is het gebruik van de referentieperiode geschat op stofgroepe-niveau, waarbij geldt:

$$gebruik_stofgroep_Referentieperiode = 1 / (100 - reductie\%_stofgroep) * gebruik_stofgroep_1998 \quad (1)$$

Hierbij zijn de volgende aannamen gemaakt:

- Er wordt geen verandering in absolute grootte van het areaal cultuurgrond per gemeente verondersteld tussen de referentieperiode en het huidige gebruiksjaar, 1998.
- Er wordt geen verandering verondersteld in de onderlinge verdeling van de gewasarealen binnen de gemeenten, m.a.w. gelijkblijvend grondgebruik.
- Er wordt verondersteld dat zowel de referentieperiode als het gebruiksjaar 1998 een normaal, d.w.z. jaarlijks terugkerend, patroon hebben van plaag- en onkruiddruk binnen de Nederlands landbouw. Dit houdt in dat in beide perioden eenzelfde inzet van de werkingsgraad (overeenkomstig de stofgroep-indeling) in de plaagbestrijding is geweest.

Met inachtneming van bovenstaande aannamen geven de beschreven scores dan de mate van inzet van milieuvriendelijker middelengebruik weer¹.

STAP 2: berekenen variabelen

Om de variabelen op gemeente niveau te kunnen berekenen zijn de volgende stappen gemaakt:

1. berekenen van (jaar)gebruik in kilogrammen werkzame stof per hectare gewas
2. koppelen van gebruik werkzame stof per hectare gewas aan de verschillende gewassen in elke gemeente
3. indelen van werkzame stoffen naar stofgroep
4. berekenen van referentiegebruik en 1998-gebruik van de verschillende werkzame stoffen per gemeente door het gebruik per hectare te vermenigvuldigen met het overeenkomstige gewasareaal binnen een gemeente².

STAP 3: aggregatie van variabelen

De in stap 2.4 verkregen totaal-gebruiken per werkzame stof worden vervolgens geaggregeerd tot stofgroepniveau en vervolgens gesommeerd tot een eindgebruik, geldend voor de referentieperiode en een eindgebruik voor het jaar 1998.

STAP 4: Berekenen indicator

Per gemeente is de indicator-waarde of score berekend volgens:

$$score_bestrijdingsmiddel = (ref_gebruik - 1998_gebruik) / ref_gebruik \quad (2)$$

Waarin *ref_gebruik* en *1998_gebruik* de in stap 3 verkregen eindgebruik voorstellen.

¹ Bovengenoemde wijze van schatten benaderd het complete verbruik in de referentieperiode i.t.t. de schattingsmethode via de (vertrouwelijke) omzetcijfers (RAB) bekend uit Emissie-evaluatie MJP-G. Zie bijlage 1.

² Er is afgezien van het uitdrukken van het verbruik t.o.v. het totaal areaal cultuurgrond in een gemeente, omdat deze informatie uit de referentieperiode niet bekend was en dit in de berekening van de indicator tegen elkaar weg zou vallen.

De verschillende werkzame stoffen dienen in deze methode slechts als intermediair waaraan het referentiegebruik per stofgroep kan worden berekend. De mate van verschillen in totaalgebruik per stofgroep (tabel 1) tezamen met de verdeling van de verschillende werkzame stoffen over de gewassen en de verdelingen van de gewassen binnen een gemeente zijn uiteindelijk de bepalende factoren voor de verkregen scores

STAP 5: Bereken rangordecijfers

Om de onderlinge posities van de score tussen de gemeentes weer te geven is gebruik gemaakt van de decielen-methode (Hoogeveen, 2000). Hiertoe zijn de scores binnen het software pakket ArcView (versie..3.2?) verdeeld in 10 gelijke groepen (via methode: quantile/10 classes), waarna de groep met de hoogste score het rangorde cijfer 10 (gunstig) heeft gekregen, de volgende groep een 9, etc.

STAP 6: Verdeling van het gebruik over gridcellen van 500 m x 500 m binnen een gemeente

Om het gebruik van bestrijdingsmiddelen zoals vastgelegd in ISBEST 4.0 (een kleine 300 werkzame stoffen in 70 verschillende gewassen) ruimtelijk te verdelen over het landbouwareaal van Nederland, zijn gegevens over het grondgebruik (LGN4) gecombineerd met gewasarealen op gemeenteniveau (Landbouwmeitelling, CBS).

Het agrarisch grondgebruik is gespecificeerd voor de klassen *grasland*, *mais*, *aardappelen*, *bieten*, *granen*, *boomgaard*, *glastuinbouw*, *bollen*, en *overige gewassen*, per cel van 25 ha (500 x 500 m²). Het gebruik van bestrijdingsmiddelen is omschreven als toepassingen van werkzame stoffen in landbouwgewassen, waarvan het areaal is gedefinieerd per gemeente. Door elk van deze gewassen aan één van de 9 agrarische grondgebruiksklassen te relateren, is het mogelijk om het gebruik in een bepaald gewas binnen een gemeente ruimtelijk te verdelen over de cellen waarin de aan het gewas gerelateerde grondgebruiksklasse voorkomt. Hierbij is het oppervlak van het gewas in een cel gelijk aan het product van het grondgebruiksoppervlak in de cel en het relatieve gewasoppervlak in de betreffende gemeente. Het relatieve gewasoppervlak in een gemeente is gelijk aan de fractie van het totale oppervlak van de gewassen die aan dezelfde grondgebruiksvorm zijn gerelateerd. In formule:

$$\text{Gewasopp}_{\text{cel}} = \text{Grondgebruiksopp}_{\text{cel}} \cdot \text{Gewasopp}_{\text{gemeente}} / \text{TotaalGewasopp}_{\text{gemeente}} \quad (\text{ha})$$

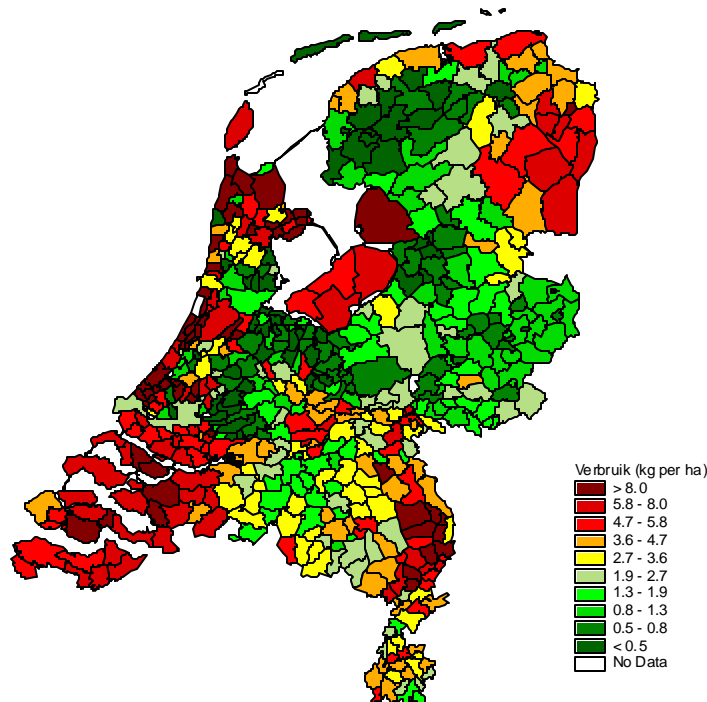
Voorbeeld: In gemeente A komen 2 gewassen voor die gerelateerd zijn aan de grondgebruiksvorm boomgaard; t.w. 700 ha appelen en 100 ha peren. Het relatieve gewasoppervlak van peren in deze gemeente = $100 / (700 + 100) = 0,125$. In een cel met 5 ha boomgaard is het oppervlak peren = $5 \times 0,125 = 0,625$ ha.

Het gebruik van een werkzame stof in een cel volgt uit het gemiddelde gebruik van de toepassing (in kg.ha⁻¹) en het gewasoppervlak in de cel. Het totale gebruik in een cel volgt uit de sommatie van het gebruik van alle toepassingen in de voorkomende gewassen. De resultaten voor het totale gebruik per cel van 25 ha zijn weergegeven in

figuur 17. Elke klasse van de legenda bij deze kaart vertegenwoordigt een gelijk aantal cellen.

5.4 Resultaat en interpretatie

In figuur 15 is het gebruik van bestrijdingsmiddelen voor 1998 weergegeven. Dit is één van de resultaten van STAP 3.

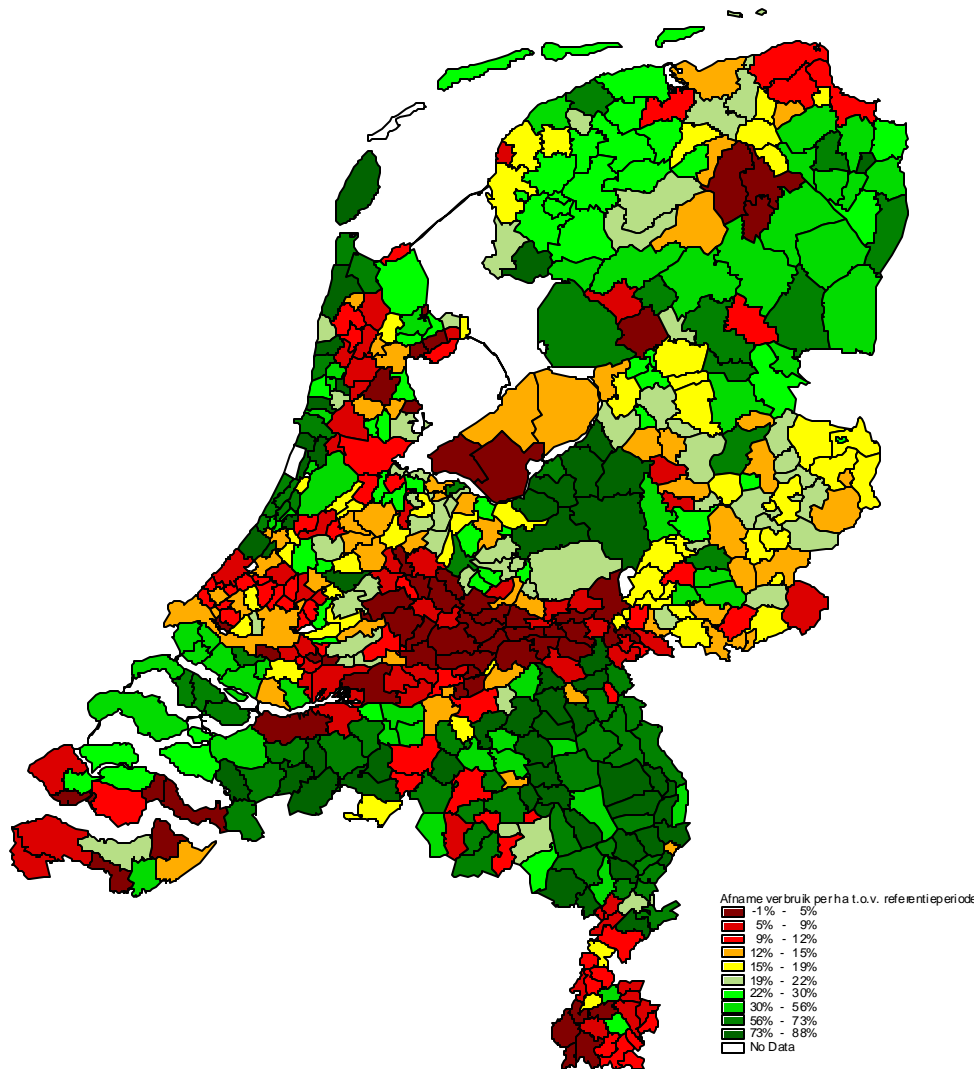


Figuur 15 Gebruik van bestrijdingsmiddelen (kg.ha⁻¹) per gemeente in 1998

De kaart laat zien dat het bestrijdingsmiddelengebruik met name hoog is in de gebieden met veel akkerbouw (Zeeland, Flevoland, Noordoostpolder, Oost-Groningen en -Drenthe), (glas)tuinbouw (Westland, West-Brabant, Noord-Limburg) en bloembollenteelt (Bollenstreek, Kennemerland, Kop van Noord-Holland, Texel). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door een hoog gebruik aan fungiciden naast een hoge gewasdichtheid waarin deze middelen worden gebruikt.

In figuur 16 is de toe- of afname van het gebruik van bestrijdingsmiddelen per gemeente weergegeven. Dit is het gebruik uit figuur 14 ten opzichte van het gebruik in de referentieperiode 1984-1988 in %. Er is vrijwel overal in Nederland sprake van een (forse) afname van het gebruik ten opzichte van de referentieperiode. Opvallend is dat in een aantal gebieden met een absoluut hoog gebruik van bestrijdingsmiddelen in 1998, er ten opzichte van de referentieperiode een behoorlijke reductie van het gebruik heeft plaatsgevonden, bijv. in de bloembollengebieden, de Noordoostpolder,

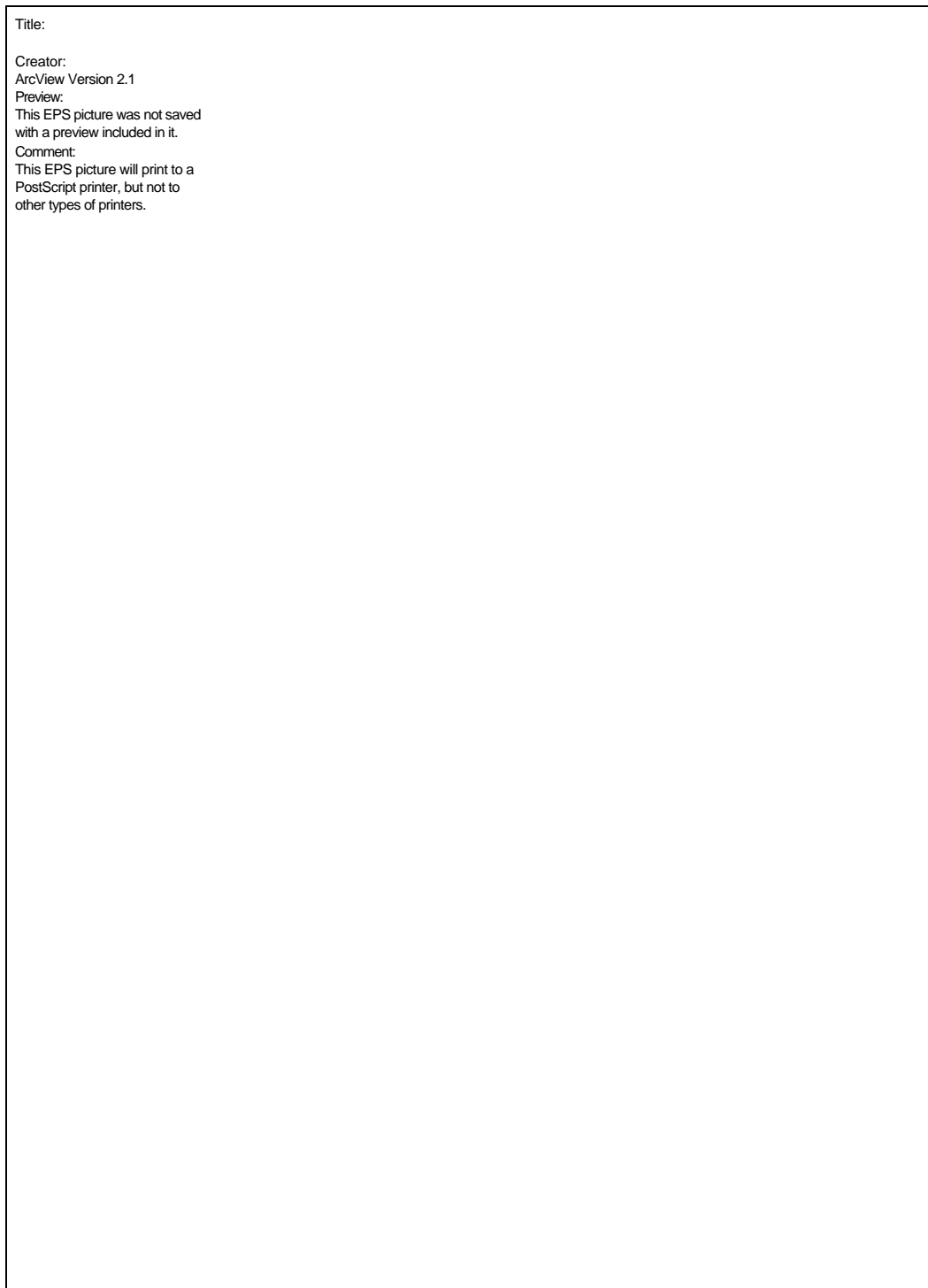
delen van Zeeland, en in Noord-Limburg. Dit geldt niet voor de Betuwe en andere fruitteeltgebieden als Zuid-Limburg, en voor de glastuinbouw in het Westland. Hier is het gebruik ten opzichte van de referentieperiode nauwelijks afgenomen (< 15%).



Figuur 16 Het gebruik van bestrijdingsmiddelen in 1998 ten opzichte van het gebruik in de referentieperiode 1984-1988 in %.

De ruimtelijke verdeling van het agrarisch gebruik van bestrijdingsmiddelen per gridcel – zoals is beschreven in STAP 6 van paragraaf 5.3 - is weergegeven in figuur 17. Dit figuur laat de hoeveelheid bestrijdingsmiddelen zien toegepast in landbouwgewassen in kg per jaar per 25 ha, op basis van de gebruikscijfers uit 1998.

Dit 'tussenresultaat' op gridcelniveau kan net als de tussenresultaten voor verzuring en vermisting bijv. worden gebruikt in regionale en landelijke studies.



Figuur 17. Het bestrijdingsmiddelengebruik in landbouwgewassen in kg per jaar per 25 ha, op basis van de gebruikscijfers uit 1998

5.5 Discussie

Integrale beschrijving van de milieukwaliteit beoordeeld via de *effecten* van bestrijdingsmiddelen verdient duidelijk de voorkeur boven een beschrijving via gebruik. Begin 2002 wordt gestart met de ontwikkeling van een nieuw instrumentarium voor de monitoring van het gewasbeschermingsmiddelenbeleid na 2000. Hierin zal veel meer worden ingestoken op de gevolgen van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het milieu dan op het gebruik. Bovendien zal een recenter gebruiksjaar als referentie gaan dienen (waarschijnlijk 1998), waardoor een veel beter omschreven referentieperiode als basis voor de indicator kan worden gebruikt.

Inventarisaties van bestrijdingsmiddelengebruik moeten gedetailleerder

Om studies uit voeren op een laag resolutie niveau als gemeente is het ondoenlijk om in de toekomst hiervoor landelijke gebruikscijfers te moeten blijven gebruiken. Regionale verschillen in de keuze van het middel en de toepassing zijn op dit niveau van doorslaggevend belang. Middelen die nu landelijk zijn geïnventariseerd worden geëxtrapoleerd naar gebieden waar deze middelen wellicht helemaal niet worden ingezet in de dagelijkse praktijk, omdat bepaalde ziekten of plagen in die regio helemaal niet voorkomen, of er bestaat een regionale voorkeur voor andere, alternatieve middelen.

Detail-informatie van referentieperiode moet omhoog

Om het bestrijdingsmiddelengebruik uit de referentieperiode te schatten is gebruikt gemaakt van een relatief grove methode; via een vijftal reductiepercentages is het gebruik van ca. 300 werkzame stoffen geschat. Landbouwkundige informatie over de inzet in de verschillende gewassen van elk van deze stoffen ontbrak. De methode heeft hierdoor een grote mate van onzekerheid in zich.

Een stap in de goede richting is het beschikbaar komen van de gebruikscijfers van elke werkzame stof afzonderlijk. Deze informatie is bekend bij de Plantenziektkundige Dienst, maar is vertrouwelijk en daarom niet beschikbaar. Echter ook deze bron ontbeert differentiatie naar gewas. Een andere keuze van referentiejaar kan wellicht meer detail bieden.

6 Integrale milieukwaliteit

6.1 Aggregatie en beoordeling

In de voorgaande hoofdstukken zijn – met uitzondering van de variabele gebruik van bestrijdingsmiddelen – de variabelen weergegeven per zogenaamde gridcel van 500 m x 500 m voor de variabele verzuring en 250 m x 250 m voor de variabele vermesting. Om uiteindelijk de integrale milieukwaliteit op gemeenteniveau te kunnen bepalen moeten de volgende stappen worden uitgevoerd:

Stap 1: Aggregatie van de variabelen verzuring en vermesting naar gemeenteniveau;

Stap 2: Berekenen van de rangordecijfers per variabele;

Stap 3: Berekenen van de integrale milieu-indicator per gemeente.

6.2 Variabelen per gemeente

De eerste stap naar een beoordeling van de integrale milieukwaliteit betreft de aggregatie van de variabelen verzuring en vermesting naar het niveau van gemeenten. Voor de variabele bestrijdingsmiddelengebruik hoeft dit niet meer te gebeuren, omdat binnen het instrumentarium ISBEST het gebruik direct op gemeenteniveau beschikbaar is.

De aggregatie naar gemeenteniveau gebeurt via het bepalen van de mediaan van de relatieve afwijking van de referentiewaarden van de gridcellen die binnen de grenzen van een gemeente liggen. Als criterium of een gridcel in de ene dan wel de andere gemeente ligt, is het 50% criterium gebruikt: als meer dan de helft van de oppervlakte van de gridcel binnen de gemeentegrens ligt, wordt die gridcel aan die gemeente toegerekend.

Gemeentelijke herindelingen

Omdat de drie variabelen allen zijn gebaseerd op andere gemeentelijke indelingen:

- Verzuring: 1997 (basisgegevens hebben betrekking op 1997);
- Vermesting: 1999;
- Bestrijdingsmiddelen: 1998 (basisgegevens enkel beschikbaar op gemeentelijke indeling 1998);

is besloten om de basisgegevens van verzuring en bestrijdingsmiddelengebruik om te zetten naar de gemeentelijke indeling 1999. Hiervoor zijn de variabelen verzuring en vermesting opnieuw berekend met als basis de gemeentelijke indeling 1999.

Voor de variabele bestrijdingsmiddelengebruik zijn de berekeningsresultaten op basis van de gemeentelijke indeling 1998 vergeleken met de gemeentelijke indeling 1999. In totaal bleken 18 gemeenten geen 'score' te hebben. Hiervoor geldt een viertal redenen:

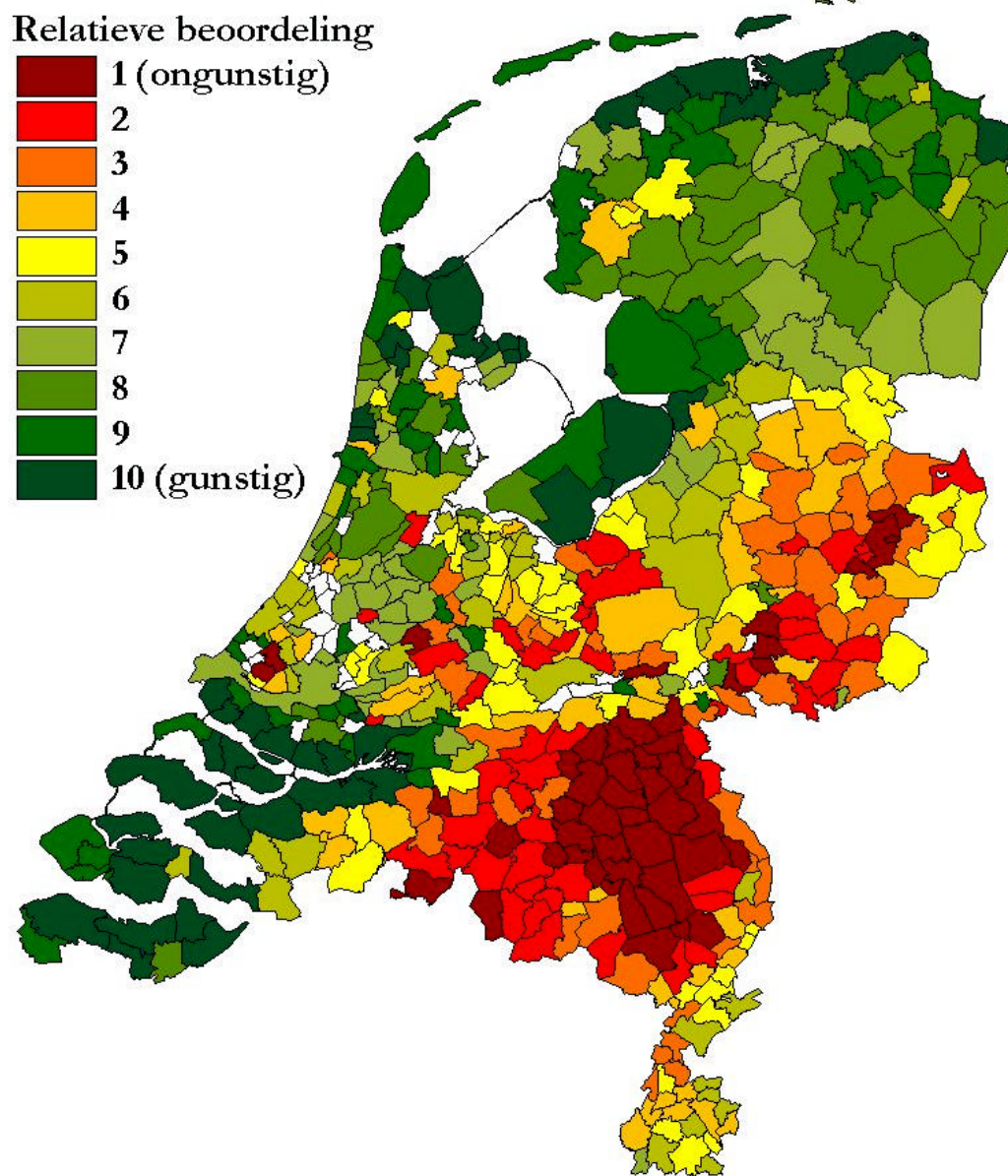
- Voor acht gemeenten geldt dat de gemeente in het oorspronkelijk ISBEST-bestand op basis van de gemeentelijke indeling 1998 geen waarden heeft. Dit betekent dat er voor deze gemeenten geen gegevens bekend zijn;
- Voor vijf gemeenten geldt dat de gemeente enkel een naamswijziging (en daarmee een wijziging van het gemeentennummer) heeft ondergaan. Ten behoeve van de omzetting naar de gemeentelijke indeling 1999 zijn de waarden van deze gemeenten gekoppeld aan de oude gemeentennummers;
- Voor één gemeente geldt dat twee oude gemeenten zijn overgegaan in een nieuw gemeentennummer. Deze gemeente krijgt in het eindbestand de gemiddelde waarde van de gemeenten waaruit de nieuwe gemeente is ontstaan gewogen naar oppervlakte (aandeel oppervlakte oude gemeente in nieuwe gemeente);
- Voor vier gemeenten geldt dat zij in 1999 zijn ontstaan uit een gemeente met hetzelfde nummer, en daarnaast een aantal andere gemeenten. Deze nieuwe gemeenten krijgen in het eindbestand automatisch het gemiddelde van de gemeenten waaruit ze ontstaan zijn, gewogen naar oppervlakte.

6.3 Rangordecijfers per variabele

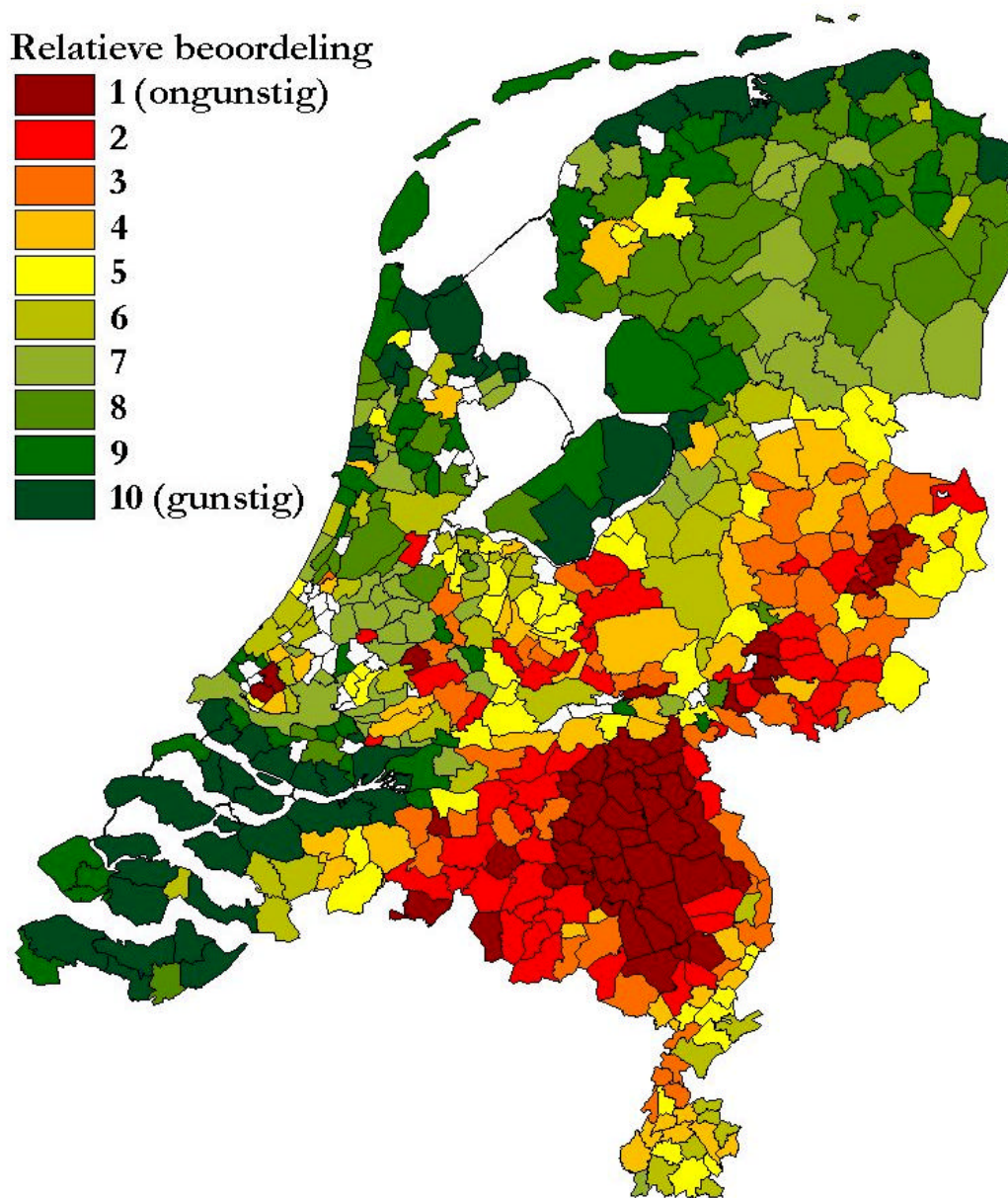
Na de eerste stap is voor elke variabele de (relatieve) afwijking van de referentiewaarde per gemeente bekend. Vervolgens is in stap 2 per variabele een rangordecijfer bepaald, dat de positie van een gemeente ten opzichte van andere gemeentes weergeeft. Het rangordecijfer wordt bepaald door, voor de betreffende variabele, de scores voor alle gemeentes naar grootte te rangschikken, waarna een rangordecijfer kan worden toegekend op basis van decielen. De gerangschikte scores worden in tien gelijke groepen verdeeld. De gemeentes met een score in de hoogste groep krijgen het rangordecijfer 10 (relatief gunstig), de gemeentes met een score in de volgende groep het rangordecijfer 9, enzovoort. De gemeentes met een score in de laagste groep krijgen het rangordecijfer 1, en scoren dus relatief ongunstig ten opzichte van de referentie en ten opzichte van de andere gemeenten.

In de figuren 18 t/m 20 zijn de rangordecijfers per variabele weergegeven.

Voor de variabele verzuring geldt dat de mate van verzuring (fig. 8) slechts is bepaald voor gridcellen, waarin bos of natuur de dominante landgebruiksvorm is. Dit betekent dat vooral in de stedelijke en agrarische gebieden in het westen en noorden van Nederland weinig gridcellen met informatie over de verzuringsgraad zijn gevuld. Het gevolg is, dat na aggregatie naar gemeenteniveau, de scores voor gemeenten gebaseerd kunnen zijn op slechts een paar gridcellen (soms zelfs op 1 gridcel). Dit geldt dus vooral voor gemeenten in Noord- en Zuid-Holland, Zeeland, Friesland en Groningen. Een (misschien toevallige) hoge mate van verzuring in één gridcel met bos of natuur binnen een gemeente bepaald zo dus het beeld voor de hele gemeente, terwijl het met de verzuring binnen die gemeente wellicht meevalt. In het algemeen komt het beeld met rangordecijfers op gemeenteniveau (fig. 18) goed overéén met het beeld van de mate van verzuring uit figuur 8.



Figuur 18. Variabele verzekering

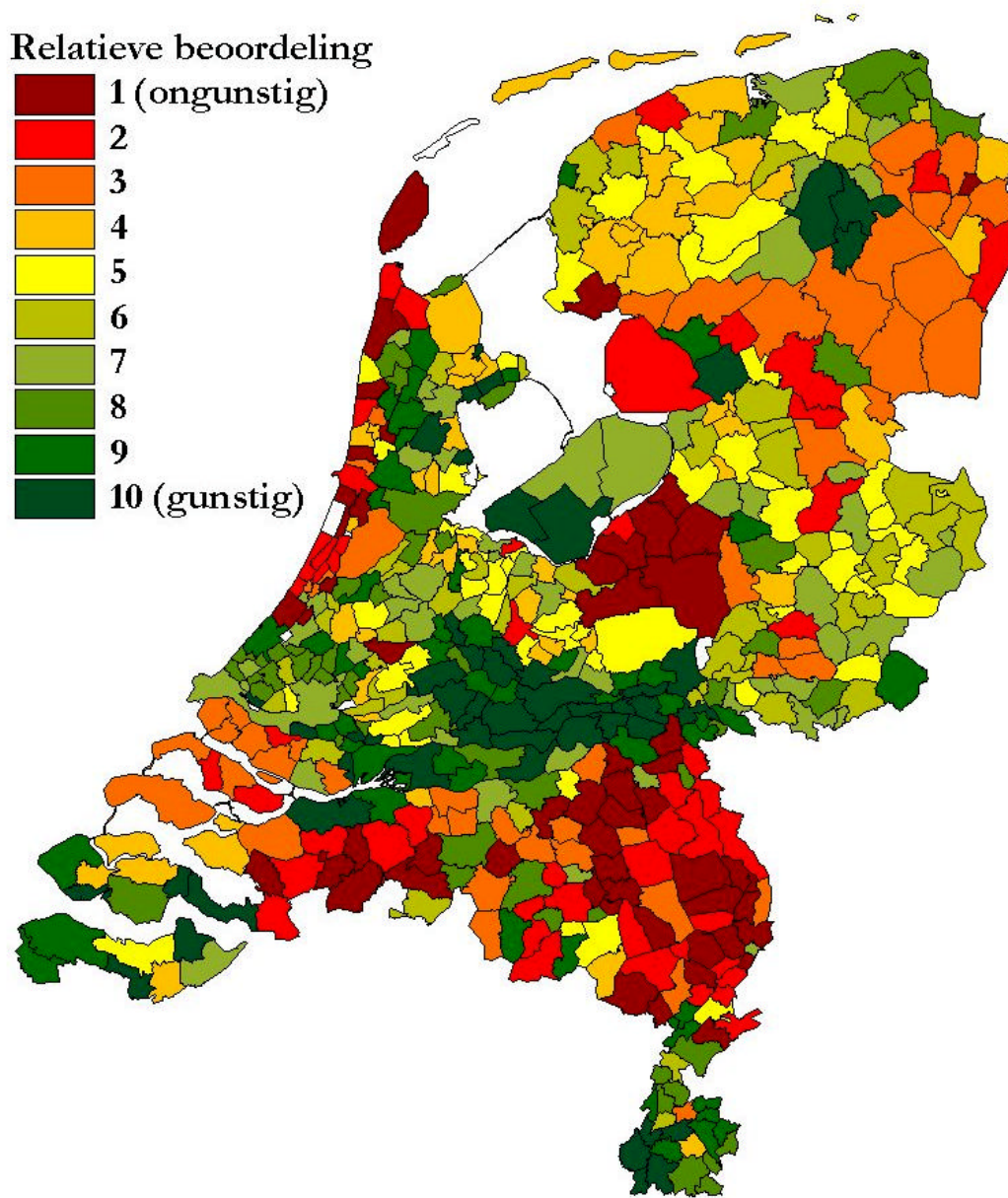


Figuur 19. Variabele vermesting

Vergelijking van de rangordecijfers voor de variabele vermesting (Fig. 19) met de resultaten op gridcel niveau voor de uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater (figuren 10 t/m 13) laat zien dat het rangordecijfer in de

zandgebieden van Noord-Brabant, Gelderland en Overijssel vooral wordt bepaald door de N-belasting van het grond- en oppervlaktewater. Het overall beeld voor de veen- en kleigebieden in het westen en noorden van Nederland wordt met name bepaald door de P-belasting.

De variabele gebruik van bestrijdingsmiddelen laat in de weergave via rangordecijfers op gemeenteniveau (Fig 20) een beeld zien, dat nogal afwijkt van het beeld van het gebruik op gridcelniveau (fig. 17). Zo krijgen een aantal gemeenten op de Veluwe een laag rangordecijfer, terwijl daar nauwelijks bestrijdingsmiddelen in landbouwgewassen worden gebruikt. In de glastuinbouw van het Westland worden daarentegen veel bestrijdingsmiddelen per ha gebruikt, maar dit komt niet tot uiting in het rangordecijfer. Het verschil tussen de kaartbeelden kan mogelijk worden verklaard door het gebruik van een referentieperiode (fig. 16). De rangordecijfers zijn gebaseerd op een toe- of afname van het gebruik ten opzichte van de periode 1984-1988. Dit betekent dat bij een zeer gering gebruik van bestrijdingsmiddelen een substantiële toename van gebruik in een gemeente, het rangordecijfer van die gemeente hoog uitvalt, zelfs al is het totale gebruik nog steeds veel lager dan in andere gemeenten. Voor het Westland geldt dat – ondanks het nog steeds hoge gebruik van bestrijdingsmiddelen – ten op zichte van de referentieperiode er kennelijk veel winst is behaald.



Figuur 20. Variabele bestrijdingsmiddelengebruik

6.4 De milieu-indicator

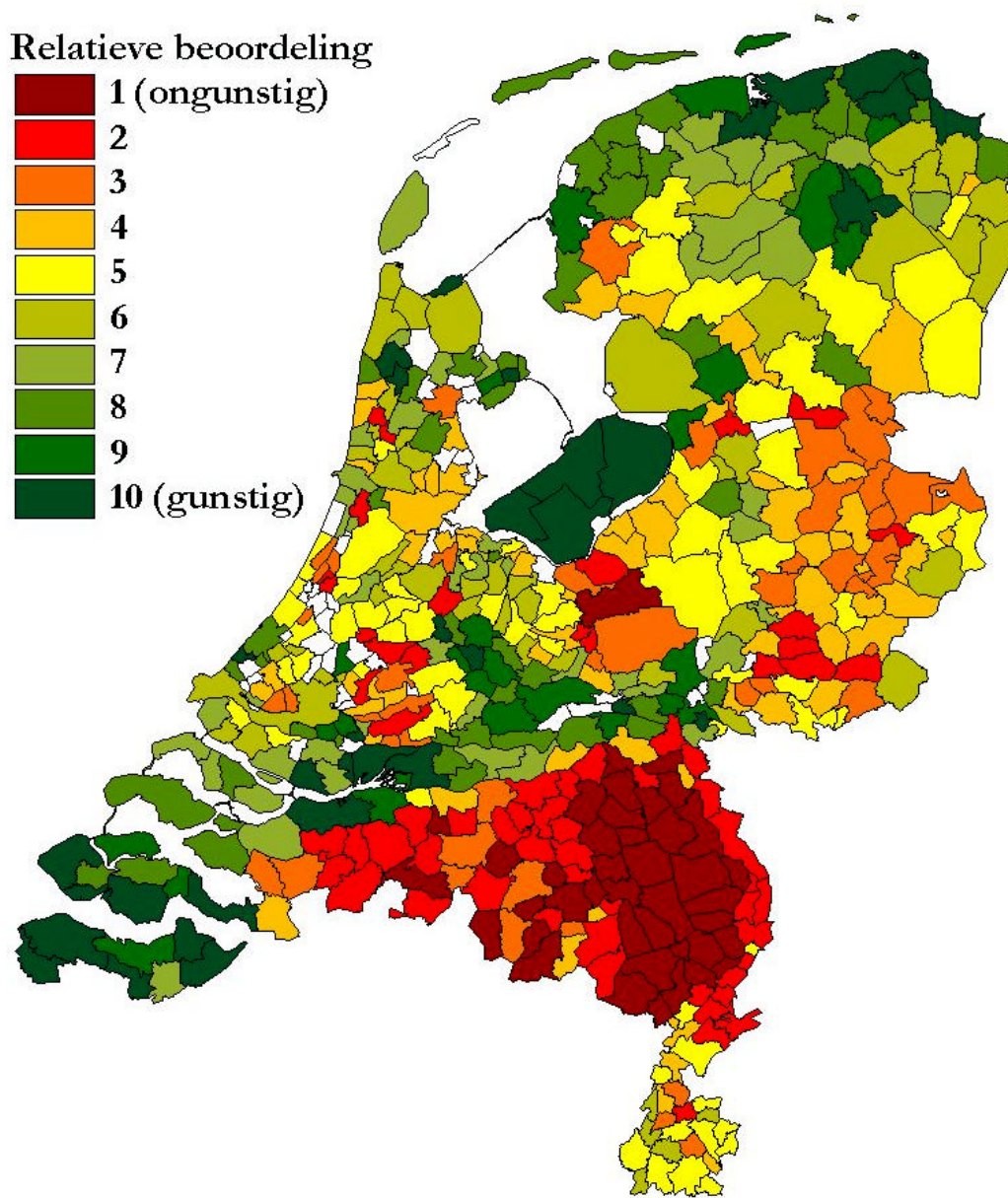
De milieu-indicator geeft voor de variabelen verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik een integrale beoordeling van de milieukwaliteit. Hiertoe is het gemiddelde bepaald van de rangordecijfers van de drie variabelen per gemeente. Daarna is opnieuw het rangordecijfer per gemeente op basis van een indeling in decielen bepaald (Fig. 21).

Indien in een gemeente voor een variabele geen gegevens beschikbaar zijn, is ook de integrale milieukwaliteit onbekend. In totaal zijn er 47 gemeenten die voor één of meer variabelen geen waarde hebben, en waarvan de milieukwaliteit niet kan worden bepaald. In de bepaling van de rangordecijfers zijn deze gemeenten niet meegenomen.

In figuur 21 valt op dat vooral de gemeenten in Oost-Brabant en Noord-Limburg een laag rangordecijfer hebben. Ten opzichte van andere gemeenten scoren zij slecht. Hetzelfde geldt voor de gemeenten in de Gelderse Vallei, Oost-Gelderland en Oost-Overijssel. In veel van deze gemeenten komt intensieve veehouderij voor. Het gevolg is dat de variabele vermesting in belangrijke mate bijdraagt aan het eindrangordecijfer van deze gemeenten. Tevens liggen deze gemeenten veelal op de hoge (droge) zandgronden met veel bos- en natuurgebieden. De kritische depositieniveaus voor stikstof en zuur zijn hier iets lager dan elders in Nederland, waardoor ook de variabele verzuring een belangrijke bijdrage levert aan het overall rangordecijfer in deze gemeenten. Ook zien we dat het gebruik van bestrijdingsmiddelen ten opzichte van de referentieperiode bijdraagt aan de score van deze gemeenten.

In de gemeenten waar één van de drie milieuvariabelen slecht scoort zien we dat het overall rangordecijfer ergens in de middenmoot valt.

Gemeenten die een hoog rangordecijfer hebben vinden we in Flevoland, Zeeland, Noord-Friesland, Groningen en rond de Biesbosch. Het zijn veelal gemeenten in de kleigebieden met extensieve veehouderij en grasland. Ten opzichte van de referentieperiode is het bestrijdingsmiddelengebruik in deze gemeenten fors afgenomen. De zuur- en N-depositie ligt veelal onder het kritische niveau. De N-concentratie in grond- en oppervlaktewater is onder of net boven de norm. De P-concentratie in grond- en oppervlaktewater ligt daartegen fors boven de norm. Het overall beeld is echter gunstiger dan dat voor de zandgebieden.



Figuur 21 De milieu-indicator

7 Conclusies

7.1 Methode

In het algemeen zijn de gebruikte methoden voor de bepaling van de mate van verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik het beste wat op het moment voorhanden is/was. Dit blijkt ook uit de inzet van deze methoden bij het Milieu- en Natuurplanbureau en voor belangrijke evaluaties als die van het Mestbeleid.

Verzuring

Voor de berekening van de verzuring is gebruik gemaakt van het instrumentarium dat ook is ingezet door het Natuur- en Milieuplanbureau. Het planbureau eist een uitgebreide beschrijving van de gevolgde procedures, gebruikte methoden, databestanden en modellen. Als gevolg hiervan is de methode voor de bepaling van de mate van verzuring voldoende vastgelegd in de achtergronddocumenten behorende bij de Nationale Milieuverkenning 5. Aan de hand hiervan is over 4 à 5 jaar een vergelijkbare herberekening mogelijk.

Vermesting

De berekening van de mate van vermesting rust vrijwel volledig op het STONE-instrumentarium. In het kader van de evaluatie van de meststoffenwet is het instrumentarium en de berekeningswijze nauwkeurig beschreven. In deze evaluatie is de P-belasting van het grondwater niet meegenomen, zodat een vergelijking van de resultaten niet mogelijk was. De vertaling van de door STONE berekende vrachten ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) naar concentraties in het oppervlaktewater vraagt aandacht. De voor MKGR gebruikte methode is niet helemaal juist, omdat we zogenaamde emissieconcentraties in plaats van de concentraties in het oppervlakte zelf aan de doelstellingen relateren.

Bestrijdingsmiddelengebruik

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen is eigenlijk niet de goede variabele om iets te zeggen over de milieutoestand. Belangrijker zijn de emissies naar grond- en oppervlaktewater en de effecten hiervan voor bodem- en waterorganismen. De uitspoeling naar het grondwater kan daarnaast nog gevolgen hebben voor de bijv. drinkwaterwinning. Om het milieu-effect van het bestrijdingsmiddelengebruik te schatten hadden we in principe gebruik kunnen maken van de Milieumeetlat van CLM (1993). Daarvoor hebben we echter niet gekozen, want op het moment wordt er gewerkt aan de ontwikkeling van de Milieu-indicator 2000 voor bestrijdingsmiddelen, waarin de milieubelasting wordt bepaald door de omvang van emissies en de eco-toxicologische eigenschappen van de middelen.

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen is door middel van het ISBEST-instrumentarium voldoende beschreven.

7.2 Resultaten

In het algemeen leiden de gebruikte methoden en de beschikbare data tot redelijk betrouwbare en aannemelijke kaarten met tussenresultaten (de kaarten op gridcelniveau), die gebruikt kunnen worden voor regionale of landelijke analyses. In achtergronddocumenten bij de Nationale Milieuverkenning 5, de rapportages over de Evaluatie Mestbeleid en de evaluaties van het Meerjarenplan Gewasbescherming is aandacht besteed aan de onzekerheid van de modeluitkomsten.

Voor wat betreft de gemeentekaartjes is het belangrijk dat de resultaten op de juiste wijze worden geanalyseerd. De variabelen en de milieu-indicator worden weergegeven met behulp van een relatieve rangorde schaal. Dit betekent dat een gemeente een lage score kan krijgen, omdat andere gemeenten beter scoren, niet omdat zij zelf slecht scoort. Steeds moet dus in de gaten worden gehouden dat het gaat om een relatieve waardering; de kwalificatie gunstig of ongunstig moet dus niet worden opgevat als een absolute waarde.

Bij het bestrijdingsmiddelengebruik komt daar nog bij dat de tijd als referentie is gebruikt. Een gemeente met een - op het moment - nog steeds hoog absoluut gebruik, kan toch als zeer gunstig uit de bus komen, als deze gemeente ten opzichte van andere gemeenten met een veel lager gebruik, dit gebruik sterk heeft weten terug te dringen.

7.3 Toepassing

De toepassingen van de kaarten met 'tussenresultaten' – de kaarten op gridcelbasis – zijn legio. Ze kunnen o.a. worden gebruikt voor (milieu)analyses op regionale en nationale schaal, bijvoorbeeld in het kader van de Reconstructie, deelstroomgebiedvisies, implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water, etc.

De presentatie van de variabelen en de indicator op gemeenteniveau is minder gelukkig. Dit is reeds geconcludeerd bij de externe review. Steeds moet worden bedacht dat het hier gaat om een relatieve waardering van de gemeenten ten opzichte van elkaar.

Veranderingen in de omgeving zorgen er voor dat hier gebruikte methodiek over bijv. vier jaar niet altijd zonder meer te herhalen is. Resultaten zullen daardoor niet altijd onderling te vergelijken zijn. Reeds tijdens dit project liepen we bij de integratie van de variabelen tot één indicator aan tegen de gemeentelijke herindelingen. De gegevens van de variabelen zijn gebaseerd op verschillende jaren (1997-1999). In die periode zijn een aantal gemeenten opnieuw ingedeeld, waardoor de scores van de variabelen niet simpel meer konden worden opgeteld. Gemeentelijke herindelingen spelen hoogst waarschijnlijk ook weer een rol indien we de berekeningen over een paar jaar met nieuwe monitoringsgegevens willen herhalen. Daarnaast kan het zijn dat door nieuw beleid de referentiewaarden kunnen veranderen. Dit zou bijvoorbeeld

het geval kunnen zijn bij de normen van N en P voor grond- en oppervlaktewater als gevolg van de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water.

7.4 Aanbevelingen

Verzuring

Voor verzuring is nu alleen een kritisch depositieniveau voor bos- en natuurgebieden beschikbaar. Voor een goede landsdekkend beeld zouden ook voor andere landgebruiksvormen kritische depositieniveau's beschikbaar moeten komen.

Vermesting

Voor een betere evaluatie van de oppervlaktewaterkwaliteit moet een methode worden ontwikkeld om van emissieconcentraties naar werkelijke concentraties in het oppervlaktewater te komen.

Bestrijdingsmiddelengebruik

In een volgende versie – ten behoeve van de Monitoring en evaluatie 'Agenda Vitaal Platteland' wordt aanbevolen om de Milieu-indicator 2000 voor bestrijdingsmiddelen toe te passen, zodat ook de effecten van deze middelen worden meegenomen.

Nieuwe variabelen

In het te ontwikkelen Monitoring en evaluatiesysteem voor de Agenda Vitaal Platteland moet een nieuwe variabele *verdroging* worden meegenomen. Tot nu toe was er nog geen geschikte referentiewaarde beschikbaar om de mate van verdroging te kunnen uitdrukken. Met de uitwerking van het Actuele (AGOR), Gewenste (GGOR) en Optimale Grond- en Oppervlaktewaterregiem (OGOR) lijkt er binnenkort een goede basis te zijn voor de uitwerking van deze variabele.

Tijdens de externe review is aanbevolen ook de variabele *verstoring* op te nemen. Hiervoor is een nadere afbakening gewenst van de verschillende verstoringsvariabelen (stank- en geluidshinder, horizonvervuiling, externe veiligheid) tussen de verschillende indicatoren.

Daarnaast vinden de reviewers dat ook de verspreiding van zware metalen meegenomen moet worden en dat naast bodem- en waterverontreiniging ook luchtverontreiniging aandacht verdient. Ook deze aspecten zouden bij de ontwikkeling van het Monitoring en evaluatiesysteem voor de Agenda Vitaal Platteland meegenomen moeten worden.

Indicator

Ten behoeve van de ontwikkeling van een Monitoring en evaluatiesysteem voor de Agenda Vitaal Platteland zou het gemeenteniveau los gelaten moeten worden als het niveau waarop de resultaten worden gepresenteerd. Veel beter kan een uitwerking op gridcelniveau (bijv. 250 m x 250 m, of 500 m x 500 m) worden ontwikkeld. Bovendien ligt een absolute waardering van de gridcellen meer voor hand, in plaats van het gebruik van rangordecijfers. Door weergave op gridcelniveau met een

absolute waarde voor de milieukwaliteit wordt het geheel inzichtelijker en wordt de interpretatie makkelijker.

Literatuur

Bureau Daamen, 2001. Onderzoek databronnen Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte. Eindrapport 23-03-2001. Kesteren.

Commissie waterbeheer 21^e Eeuw, 2000. Waterbeleid voor de 21^e Eeuw. Geef water de ruimte en de aandacht die het verdient. Advies van de Commissie WB21, uitgebracht aan de staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat en de voorzitter van de Unie van Waterschappen.

Driessen, P.P.J., R.H.G. Jongman, P. Leroy en J.A. Verwijmeren, concept febr. 2001. De zon de maat genomen? Een wetenschappelijke review van MKGR (Achtergrondrapport).

Eerens, H.C. en J.D. van Dam (eds.), 2001. Grootschalige luchtverontreiniging en depositie in de Nationale Milieuverkenning 5. RIVM rapport 408129016. Bilthoven.

Hoogeveen, Y., H. van der Beek, A. van den Berg, M. van Eupen, H. Farjon, M. Goossen, F. Langers, J. van Os, J. Steenvoorden en J. Vreke, 2000. Proef op de zon - indicatoren voor de kwaliteit van de groene ruimte. Alterra-rapport 059, Wageningen.

Lieffijn, H., 2001. De Milieu-indicator 2000: Een indicator voor effecten van gewasbeschermingsmiddelen op grond- en oppervlaktewater. Gewasbescherming 32, nr 2, 61-63.

Ministerie van LNV, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21^e eeuw. Den Haag.

Ministerie van LNV, 2000. Voedsel en Groen; het Nederlandsche agro-foodcomplex in perspectief. Den Haag.

Ministerie van LNV, 2001. Zicht op gezonde teelt: Gewasbeschermingsbeleid tot 2010. Den Haag.

Ministerie van LNV, 2002. Structuurschema Groene Ruimte 2. Den Haag.

Ministerie van V&W, 1998. Vierde Nota Waterhuishouding. Den Haag.

Ministerie van VROM, 2001. Nationaal Milieubeleidsplan 4. Den Haag.

RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030. Bilthoven.

Verzuring

Hinsberg, van A. en J. Kros, 1999. Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM rapport 722108024. RIVM Bilthoven

Jaarsveld, J.A., 1995. Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. RIVM Rapport 722501005, Bilthoven.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour and M.J.S. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Wageningen, the Netherlands, DLO Winand Staring Centre Report 95.

Kros, J., E.J. Pebesma, G.J. Reinds and P.A. Finke 1999. Uncertainty in Modelling Soil Acidification at the European Scale. A case study. *J. Env Qual.* 28:366-377

Rijtema, P.E. and W. de Vries, 1994. Differences in precipitation excess and nitrogen leaching from agricultural lands and forest plantations. *Biomass and Bioenergy* 6: 103-113

Salm, van der C. 2001. Assessment of the regional variation in weathering rates of loess and clay soils in the Netherlands. *Water, Air Soil Poll.* 131:217-243

Salm, van der C. and W. de Vries, 2001. A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *Science of Total Env.* 271:11-25

Schneider, T. and A.H.M. Bresser, 1988. Dutch Priority Programme on Acidification. Bilthoven, The Netherlands, Report 00-06, 190 pp.

Sverdrup, H. and P. Warfvinge, 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in ecology and environmental engineering 1993:2. Dep. Chem. Eng II, Lund University.

Vries, de W., 1993. Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water Air Soil Poll.* **68**: 399-434.

Vries, de W. 1996. Critical loads for acidity and nitrogen for Dutch forests on a 1 km x 1 km grid. DLO-Winand Staring Centre, Wageningen. Report 113.

Vries, de W and E.E.J.M. Leeters, 2001. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990. Alterra-rapport 424.1 Wageningen, the Netherlands.

Tietema, A. and C. Beier, 1995. A correlative evaluation of nitrogen cycling in the forest ecosystems of the EC projects NITREX and EXMAN. *Forest Ecology And Management* 71: 143-151.

Vermesting

Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meers, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.

Beusen, A.H.W., H.L. Boogaard, P.A. Finke, R. Heida, B.Gehrels, P. Groenendijk, J.A. van Jaarsveld, O.M. Knol, G.B.J. Overbeek, E. Scheper, 2000. STONE 1.3 Technische documentatie, Versie 1.0.

Boers P.C.M., H.L. Boogaard, J.Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen, Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Rapport 97.013, RIZA, Lelystad en Rapport 532, Staring Centrum, Wageningen.

Klijn, F. 1997. Vertaaltabellen bodem voor MOZART-SMART_DEMNAT. Waterloopkundig Laboratorium, Rapport T2178, Delft.

Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon, R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298, Alterra, Wageningen

Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon, H.Th.L.Massop, R. Pastoors, 2002. Regional validation of a nationwide application of a comprehensive 1-D hydrological model. Proceedings of the 5th International Symposium on spatial accuracy in Natural Resources and Environmental Sciences, 10-12 July 2002, Melbourne, Australia.

Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE; de ruimtelijke indeling en toekenning van de hydrologische en bodemchemische parameters. Rapport 2001.017, RIZA, Lelystad.

Kroon, T. en W. Werkman, 2001. MONA, koppelingsconcept MOZART-NAGROM. Beschrijving en gebruikershandleiding van de modellentrein. RIZA, Lelystad.

Massop, H. Th. L., T. Kroon, P.J.T. van Bakel, W.J. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors en J. Huygen, 2000. Hydrologie voor STONE; schematisatie en parametrisatie. Alterra rapport 038, Alterra, Wageningen.

Meer, H.G. van der, F.K. van Evert, B. Rutgers, H.F.M. ten Berge, S.L.G.E. Burgers, 2002. Van MINAS-normen naar bemesting in de melkveehouderij: berekeningen met FARMMIN voor Evaluatie Meststoffenwet 2002. Rapport, Plant Research International, Wageningen.

Milieu- en Natuurplanbureau RIVM, 2002. MINAS en Milieu. Balans en verkenning. RIVM, Bilthoven.

Oenema, O., G. Stam, L. van Liere, T. Prins, C. de Blois, J. Eulen, F. Kragt, R. Wortelboer, F. Leus, J. Roelsma, H.P. Oosterom, 2002. Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Rapportage Cluster IV, deel 2. Milieu- en Natuurplanbureau RIVM, 2002.

Overbeek, G.B.J., J.J.M. van Grinsven, J. Roelsma, P. Groenendijk., P.M. van Egmond, A.H.W. Beusen, 2001. Achtergronden bij de berekening van vermesting van bodem en grondwater voor de 5e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.

Overbeek, G.B.J. (red.), 2002. Plausibiliteitdocument STONE 2.0. Globale verkenning van de plausibiliteit van het model STONE versie 2.0 voor de modellering van uit- en afspoeling van N en P. RIVM rapport nr. 718501001, Bilthoven.

Roest, C.W.J. en P. Groenendijk, 1995. De weg naar een schone toekomst. In: Schoute, J.F.Th., L.M. van den Berg, H. Farjon en J.H.A.M. Steenvoorden (Eds.). Waarheen met het landelijk gebied. Samson, H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn, 117-138.

Rötter, R., J.J.M. van Grinsven, P. Boers, A.H.W. Beusen en O. Oenema, 2001. De status van het rekeninstrumentarium STONE versie 2.0. Rapport 378, Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen H.F.M. ten Berge, H.G. van de Meer, F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.

Tol, S. van, G.J. van den Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol, 2001. CLEAN2.0, Model voor de berekening van stikstof en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelstructuur. RIVM rapport 773004010. RIVM, Bilthoven.

Wit, A.J.W. de, T.G.C. van der Heijden en H.A.M. Thunnissen, 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. Staring Centrum, Wageningen.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Rapport 2055, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Bestrijdingsmiddelengebruik

Brouwer, W.W.M.; 2000. *Milieu-indicator 2000 : een indicator voor effecten van gewasbeschermingsmiddelen op grond en oppervlaktewater.* (nl) Verslagen en mededelingen / Plantenziektenkundige Dienst, nr. 205, Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen.

CBS, 1999. Landbouwtelling 1998.

CLM, 1993. Achtergronden van de milieumeetlat voor bestrijdingsmiddelen. Centrum voor Landbouw en Milieu, Informatie en Kenniscentrum, Utrecht/Lelystad.

Ekkes, J.J., P.A.M. Besseling, G.H. Horeman, 2001. *Evaluatie Meerjarenplan Gewasbescherming. Eindevaluatie van de taakstellingen over de periode 1990-2000.* Einddocument, Expertisecentrum LNV, Ede.

Merkelbach R.C.M., J.W. Deneer, J.F.M. Huijsmans, 2001. *Emissie van Gewasbeschermings-middelen. Evaluatie van de MJP-G periode 1990 – 2000.* Achtergronddocument, Expertisecentrum LNV, Ede.

Merkelbach R.C.M. en J.S.C. Wiskerke, 1998. *Regionale milieubelasting door gewasbeschermings-middelen uit de landbouw in Noord-Brabant. Een analyse aan de hand van de Milieumeetlat voor Bestrijdingsmiddelen.* Rapport 565, DLO Staring Centrum (sinds 2000: Alterra), Wageningen.

Nie, de D.S. (ed.), 2002. Emissie-evaluatie MJP-G 2000. Achtergronden en berekeningen van emissies van gewasbeschermingsmiddelen. Report 716601004/2002, RIVM, Bilthoven.

RIVM, 2002. Emissie-evaluatie MJP-G 2000 – Achtergronden en berekeningen van emissies van gewasbeschermingsmiddelen. Bilthoven, RIVM rapport 716601004/2002

Niet gepubliceerde bronnen

Bosch, G.F. van den, T.J.A. Gies, I.G.A.M. Noij, H.T.L. Massop, A. Smit, J. Vreke, in voorbereiding. Integrale milieubenadering voor het landelijk gebied; een ruimtelijk concept t.b.v. planvorming en -toetsing op milieuaspecten voor gebieden. Alterra, intern document)

Groenwold J.G., januari 2001. Samenvoeging BIN- en CBS bestrijdingsmiddelengegevens, Interne notitie, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Lelystad.

Groenwold J.G., 2001. Beschrijving model BIN-BEstrijdingsmiddelen Gebruik (BBEVER), Interne notitie, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Lelystad.

Groenwold J.G., 2001. Protocol samenvoegen LEI- en CBS gewasbeschermingsmiddelengegevens. Interne notitie, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen Universiteit en Research Centrum, Lelystad

Steenvoorden, J., Y. Hoogeveen, en G.J. Noij, november 1999. De milieu-indicator. Intern rapport Alterra.

Bijlage 1 Verantwoording van gebruik benadering referentieperiode via stofgroep i.t.t. RAB

methode 1: Gebruik algemene reductiepercentages stofgroepen voor extrapolatie BIN/ CBS-1998 naar referentieperiode (1984-1988)

Deze methode is in het hoofddocument beschreven.

Voordeel: Methode heeft betrekking op totaal (landbouwkundig) gebruik van de referentieperiode.

Nadeel: Grove schattingsmethode

methode 2: Gebruik RAB voor extrapolatie BIN/CBS-1998 naar referentieperiode (1984-1988)

Per werkzame stof is de verhouding tussen de RAB-cijfers voor 1998 en de referentieperiode bepalend voor de extrapolatie van de BIN/CBS-1998 cijfers naar de referentieperiode. Hiermee is als het ware een ISBEST 4.0 voor de referentieperiode gemaakt. Omdat binnen ISBEST de verdeling van het gebruik over de verschillende gewassen bekend is, is met behulp van de CBS-Landbouwteiling 1998 een inschatting gemaakt hoe dit gebruik binnen een gemeente is.

De extrapolatie van BIN/CBS-1998 naar de referentieperiode is alleen gemaakt voor stoffen die in beide datasets (BIN/CBS-1998 en RAB) voorkomen. Stoffen die alleen in RAB voorkomen (ca. kan geen betrouwbare inschatting worden gemaakt van de verdeling over de verschillende gewassen, noodzakelijk om stoffen naar een gemeente toe te rekenen. Onder deze stoffen vallen zowel oude stoffen als nieuwe stoffen (in 1998 nog niet of pas net toegelaten) met een dusdanig laag gebruik dat ze zijn buitengesloten van BIN/CBS-1998.

De volgende categoriën vielen te onderscheiden:

Categorie	Gebruik			Aanname tbv schatting BIN/CBS-ref	Aantal stoffen	%Gebruik RAB-1998	%Gebruik RAB('84- '88)
	BIN/CB S 1998	RAB 1998	RAB ('84-'88)				
Overeenkomstig	>0	>0	>0	geen aanname	251	99.2%	67%
Gemist in RAB	>0	=0	>0	Aanname-1: RAB98 = BIN/CBS-1998	17	0.0%	1%
Nieuwe stoffen	>0	>0	=0	Aanname-2: BC-ref = 1,71 * BC98	1	0.0%	0%
Overigen	>0	=0	=0	Aanname-1 + aanname-2	23	0.0%	0%
<i>Niet in BIN/CBS</i>	=0	<>0 =0	of <>0 of =0	<i>uitgesloten ivm onbekende verdeling over gewassen</i>	155	0.7%	32%

Voordeel: Methode geeft inzicht in veranderingen gebruik per stof (maar dit is niet het gewenste schaalniveau voor de milieu-indicator MKGR)

Nadeel: Methode bergt een aantal onzekerheden in zich:

Er kan geen inschatting worden gemaakt van de oude stoffen, ruim 30% van het gebruik

Er kan niets gezegd worden over de verschuivingen binnen het middelenpakket (substitutie-effect) als gevolg verdwijnen van oude middelen (*Welke blijvende stoffen hebben hoeveel van het gebruik van verdwenen stoffen overgenomen?*).

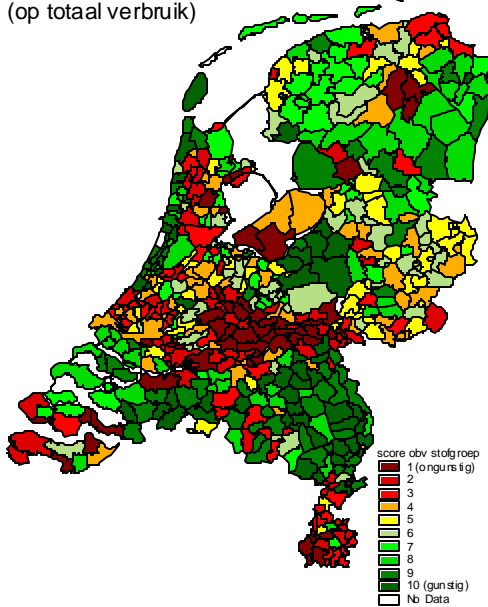
Conclusie

Besloten is het gebruik van de benadering via de stofgroepen te prefereren boven de RAB-benadering.

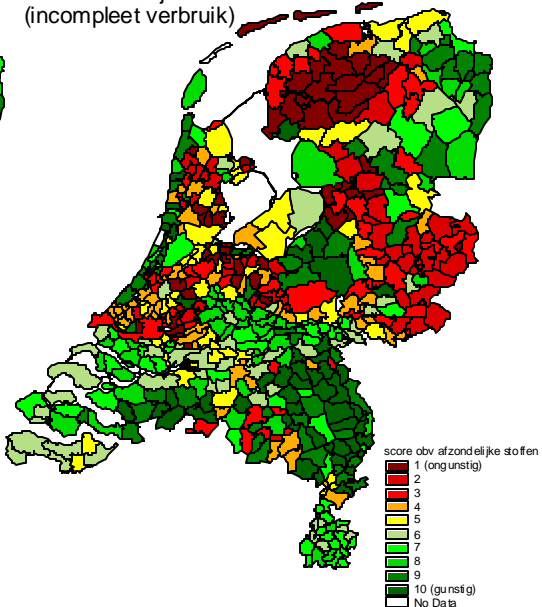
Een verschil in presentatie a.g.v. beide wijzen van benadering staat hieronder weergegeven:

Invloed berekeningswijze op score-methode

Via stofgroep-benadering
(op totaal verbruik)



Via afzonderlijke stoffen
(incompleet verbruik)



Bijlage 2 Factsheet Verzuring

A. Algemeen

Nr.	Vraag	Antwoord
A1	Variabele	Verzuring
A2	MKGR - indicator	Milieu
A3	Algemene beschrijving	De mate van verzuring is uitgedrukt als het verschil tussen het kritisch depositieniveau en de actuele depositie van verzurende stoffen (NH ₃ , NO _x en SO ₂) in 1997, uitgedrukt als fractie van het kritische depositieniveau verzuring.
A4	Indicatordeskundige	Erik Westein
A5	Organisatie	Alterra

B. Bestandsinformatie

Nr.	Vraag	Antwoord
B1	Beschrijving inhoud	7 bestanden: <ul style="list-style-type: none"> • nh3-1997.as2: NH3-depositie • nox-1997.as2: NO_x-depositie • sox-1997.as2: SO_x-depositie • excclN97.asc: N-depositie t.ov. het kritisch depositieniveau voor N • excclZ97.asc: Zure depositie t.o.v. het kritische depositieniveau voor zuur • minclN.asc: Kritische depositieniveau voor N • minclZ.asc: Kritische depositieniveau voor Z
B2	Ruimtelijke dekking	Nederland
B3	Ruimtelijke indeling	500 m x 500 m
B4	Begindatum/Einddatum	11 april 2001 t/m 11 december 2001
B5	Eigenaar	Janet Mol
B6	Beheerder	Fransje Langers
B7	Naam bestand	
B8	Bestandsformat	Ascii
B9	Bestandsomvang	
B10	Gebruiksrestricties	

C. Berekeningen

Nr.	Vraag	Antwoord
C1	Naam uitvoerder(s)	Janet Mol-Dijkstra
C2	Invoer bestanden	<ul style="list-style-type: none">• Mest en Ammoniak Model• LGN2• Nederlandse bosstatistiek• Heidekaart RIVM/CBS• Bodemkaart 1:50.000• LGM (hydrologie)• LKN (kwelkwaliteit)• Natuurdoeltypen
C3	Beschrijving werkwijze/ Berekeningsstappen	<ol style="list-style-type: none">1. SMB model: berekening kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur2. SMART-MOVE3. EDACS: Actuele depositie4. Totale N-depositie: NH₃+ NO_x +1245. Totale zuurdepositie: N-depositie + 2 x (SO₂ + 87)6. Kritische depositieniveau – zuurdepositie
C4	Aannames, keuzes in (model) toepassing	
C5	Betrouwbaarheid v/d uitkomst(en) (Marges, gevoeligheid, onzekerheid)	
C6	Literatuur verwijzingen	Zie literatuurlijst onder Verzuring Mol-Dijkstra J.P., M. Grobden, J. Kros, en G.J. Reinds, 2001. SMART users guides: SMART-NL & SMS-NL. Alterra rapport 229.

D. Overige opmerkingen

Nr.	Vraag	Antwoord
D1	Overige informatie	

Bijlage 3 Factsheet Vermesting

A. Algemeen

Nr.	Vraag	Antwoord
A1	Variabele	Vermesting
A2	MKGR - indicator	Milieu
A3	Algemene beschrijving	De N- en P-belasting (mg.l ⁻¹) van het grond- en oppervlaktewater ten opzichte van de referentiewaarden uit de Vierde Nota Waterhuishouding
A4	Indicatordeskundige	Erik Westein
A5	Organisatie	Alterra

B. Bestandsinformatie

Nr.	Vraag	Antwoord
B1	Beschrijving inhoud	
B2	Ruimtelijke dekking	Nederland
B3	Ruimtelijke indeling	250 m x 250 m
B4	Begindatum/Einddatum	22-Jul-2002
B5	Eigenaar	Jan Roelsma
B6	Beheerder	Fransje Langers
B7	Naam bestand	SA_2003_MKGR3
B8	Bestandsformat	Ascii
B9	Bestandsomvang	969 Kb
B10	Gebruiksrestricties	Voor de N- en P-belasting van het oppervlaktewater zijn zogenaamde emissieconcentratie weergegeven. Dit zijn niet de concentraties van het oppervlaktewater zelf, maar de concentraties van het water dat in het oppervlaktewatersysteem uitstroomt. Het is dus eigenlijk niet juist om deze concentraties te relateren aan de referentiewaarden.

C. Berekeningen

Nr.	Vraag	Antwoord
C1	Naam uitvoerder(s)	Jan Roelsma
C2	Invoer bestanden	Zie tabel 2 van dit rapport
C3	Beschrijving werkwijze/ Berekeningsstappen	<p>Locatie bestanden Evaluatie Mestbeleid: Alterra 1101 scenario A van Evaluatie Mestbeleid</p> <p>Uitvoer van STONE voor scenario A van Evaluatie Mestbeleid wordt ingelezen door programma Uitlees.for (folder EMB/ProgPiet4; d.d. 22-Jul-2002) met als inputfile uitleesResults.inp (folder EMB/ScenA_2) met als inhoud:</p> <pre>* A scenario 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000051\ba_c####.asc' 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000063\ba_d####.out' 'Alterra1101\c:\gon20ini\Input\Mest\km_c0000.dat' 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000063\km_01.dat' 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000063\km_02.dat' 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000063\km_03.dat' 'Alterra1101\d:\StoneScenario\S0000063\km_04.dat' 'Alterra1101\d:\EMB\ScenA_2\sA_2003.asc' 2003 2003</pre>
C4	Aannames, keuzes in (model) toepassing	Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W.

		Beusen H.F.M. ten Berge, H.G. van de Meer, F.K. van Evert, 2002. <i>Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1</i> . Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.
C5	Betrouwbaarheid v/d uitkomst(en) (Marges, gevoeligheid, onzekerheid)	-
C6	Literatuur verwijzingen	Zie literatuurlijst onder Vermesting

D. Overige opmerkingen

Nr.	Vraag	Antwoord
D1	Overige informatie	

Bijlage 4 Factsheet Bestrijdingsmiddelengebruik

A. Algemeen

Nr.	Vraag	Antwoord
A1	Variabele	Bestrijdingsmiddelengebruik
A2	MKGR - indicator	Milieu
A3	Algemene beschrijving	Het bestrijdingsmiddelengebruik per gemeente in 1998 ten opzichte van het gebruik in de referentieperiode 1984-1988 in %.
A4	Indicatordeskundige	Erik Westein
A5	Organisatie	Alterra

B. Bestandsinformatie

Nr.	Vraag	Antwoord
B1	Beschrijving inhoud	<ul style="list-style-type: none"> <i>Gem98_NR</i>: Gemeentenummer volgens Statistisch Bestand Gemeenten (CBS, 1999, jaarlijkse update). <i>Gem98_Naam</i>: Gemeentenaam volgens Statistisch Bestand Gemeenten (CBS, 1999, jaarlijkse update). <i>Score_ecln</i>: score berekend volgens: score_bestrijdingsmiddel = $\frac{\text{ref-verbruik} - 1998\text{-verbruik}}{\text{ref_verbruik}}$
B2	Ruimtelijke dekking	Nederland
B3	Ruimtelijke indeling	<ul style="list-style-type: none"> Gemeente 500 m x 500 m
B4	Begindatum/Einddatum	1 januari 1998 t/m 31 december 1998
B5	Eigenaar	Rob Smidt
B6	Beheerder	Fransje Langers
B7	Naam bestand	MKGR_ISBEST.DBF
B8	Bestandsformat	.dbf (dBase)
B9	Bestandsomvang	160 kB
B10	Gebruiksrestricties	alleen met toestemming van eigenaar en voor geldend jaar

C. Berekeningen

Nr.	Vraag	Antwoord
C1	Naam uitvoerder(s)	Rob Smidt, Roel Kruijne
C2	Invoer bestanden	<ul style="list-style-type: none"> Landbouwmeitelling 1998 (CBS) LGN-4 (De Wit et al., 1999) ISBEST 4.0: BIN/CBS-1998 (jaarverbruik werkzame stof per ha, LEI) ISBEST 4.0: RGO-1998 (jaarverbruik grondontsmettingsmiddelen per ha per gemeente, PD)
C3	Beschrijving werkwijze/ Berekeningsstappen	(Volledige beschrijving is te vinden in paragraaf 5.3) <ol style="list-style-type: none"> Specificatie van referentiewaarden (zie ook: C4 aannames, ...) berekenen van variabelen aggregatie van variabelen berekenen van indicator berekening van rangordecijfers vertaling naar gebruik in gridcellen van 500 x 500 m

C4	Aannames, keuzes in (model) toepassing	<ul style="list-style-type: none"> • Er wordt geen verandering in absolute grootte van het areaal cultuurgrond per gemeente verondersteld tussen de referentieperiode en het huidige gebruiksjaar, 1998. • Er wordt geen verandering verondersteld in de onderlinge verdeling van de gewasarealen binnen de gemeenten, m.a.w. gelijkblijvend grondgebruik. • Er wordt verondersteld dat zowel de referentieperiode als het gebruiksjaar 1998 een normaal, d.w.z. jaarlijks terugkerend, patroon hebben van plaag- en onkruiddruk binnen de Nederlands landbouw. Dit houdt in dat in beide perioden eenzelfde inzet van de werkingsgraad (overeenkomstig de stofgroep-indeling) in de plaagbestrijding is geweest.
C5	Betrouwbaarheid v/d uitkomst(en) (Marges, gevoeligheid, onzekerheid)	Van de onzekerheden in de bestrijdingsmiddelenverbruiksregistraties (BIN/CBS-1998, RGO1998) zijn geen publicaties e/o waarden beschikbaar
C6	Literatuur verwijzingen	Zie literatuurlijst onder Bestrijdingsmiddelengebruik

D. Overige opmerkingen

Nr.	Vraag	Antwoord
D1	Overige informatie	Reductiepercentages bestrijdingsmiddelenverbruik 1998 per stofgroep t.o.v. referentieperiode 1984-1988 (Ekkes et al., 2001)

Bijlage 5 Factsheet Milieu-indicator

A. Algemeen

Nr.	Vraag	Antwoord
A1	Variabele	n.v.t.
A2	MKGR - indicator	Milieu
A3	Algemene beschrijving	Relatieve beoordeling milieukwaliteit Nederlandse gemeenten op basis van mate van voorkomen verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik.
A4	Indicatordeskundige	Erik Westein
A5	Organisatie	Alterra

B. Bestandsinformatie

Nr.	Vraag	Antwoord
B1	Beschrijving inhoud	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verzur_10: Indeling gemeenten in 10 klassen van gelijk aantal gemeenten op basis van mate van verzuring ▪ Vermest: Indeling gemeenten in 10 klassen van gelijk aantal gemeenten op basis van mate van vermesting ▪ Bestrij_10: Indeling gemeenten in 10 klassen van gelijk aantal gemeenten op basis van mate van bestrijdingsmiddelengebruik ▪ Gemiddelde: Indeling gemeenten in 10 klassen van gelijk aantal gemeenten op basis van milieukwaliteit
B2	Ruimtelijke dekking	Nederland
B3	Ruimtelijke indeling	Gemeente (indeling 1999)
B4	Begindatum/Einddatum	1997-1999
B5	Eigenaar	Alterra
B6	Beheerder	Fransje Langers
B7	Naam bestand	Gem99_indmilieu.shp
B8	Bestandsformat	ArcView shapefile
B9	Bestandsomvang	750 kb
B10	Gebruiksrestricties	

C. Berekeningen

Nr.	Vraag	Antwoord
C1	Naam uitvoerder(s)	Fransje Langers
C2	Invoer bestanden	Drie milieu-variabelen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Verzuring ▪ Vermesting ▪ Bestrijdingsmiddelengebruik
C3	Beschrijving werkwijze/ Berekeningsstappen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ De drie invoerbestanden verzuring, vermesting en bestrijdingsmiddelengebruik zijn allen gebaseerd op andere gemeentelijke indelingen (respectievelijk 1997, 1998 en 1999). De basis voor het eindbestand is de gemeentelijke indeling van 1999. Verzuring en vermesting dienen dus opnieuw berekend te worden. ▪ Basisgegevens verzuring worden geaggregeerd naar gemeentelijke indeling 1999 o.b.v. de mediaan van de binnen een gemeente liggende gridcellen. ▪ Bestrijdingsmiddelengebruik- basisgegevens zijn enkel beschikbaar op gemeentelijke indeling 1998. Bestand is omgezet naar gemeentelijke indeling 1999, met als sleutel het gemeentenummer. In totaal 14 gemeenten hebben geen score

		<p>voor bestrijdingsmiddelengebruik:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Voor 8 gemeenten geldt dat de gemeente in de originele bestand geen waarde heeft (deze gemeenten krijgen in het eindbestand geen waarde). ▪ Voor 5 gemeenten geldt dat de gemeente een naamswijziging (en daarmee een wijziging in het gemeentenummer heeft ondergaan). Aan deze gemeenten wordt handmatig de score op bestrijdingsmiddelengebruik toegekend. ▪ Voor 1 gemeente geldt dat twee oude gemeenten zijn overgegaan in een nieuwe gemeentenummer. Deze gemeenten krijgt het gemiddelde van de gemeenten waaruit het ontstaan is, gewogen naar aandeel oppervlakte oude gemeente in nieuwe gemeente. ▪ Voor 4 gemeenten geldt dat zij in 1999 zijn ontstaan uit een gemeente met hetzelfde nummer en daarnaast een aantal andere gemeenten. Deze gemeenten krijgen in het eindbestand het gemiddelde van de oude gemeenten waaruit zij zijn ontstaan, gewogen naar aandeel oppervlakte oude gemeente in nieuwe gemeente. ▪ Aan alle gemeenten wordt voor de drie variabelen een relatieve waarde berekend (1-10), waarbij de 10% slechtst scorende gemeenten de waarde 1 krijgen tot en met de 10% best scorende gemeenten een waarde 10 krijgen. ▪ De waarde van de indicator is het gemiddelde van de rangordes van de drie variabelen.
C4	Aannames, keuzes in (model) toepassing	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Indien een gemeente voor één van de drie variabelen geen waarde heeft, dan wordt voor deze gemeente geen milieu-kwaliteit berekend. Het gaat om in totaal 47 gemeenten.
C5	Betrouwbaarheid v/d uitkomst(en) (Marges, gevoeligheid, onzekerheid)	
C6	Literatuur verwijzingen	

D. Overige opmerkingen

Nr.	Vraag	Antwoord
D1	Overige informatie	