

Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden

C. van der Salm
L.J.M. Boumans
D.J. Brus
B. Kempen
T.C. van Leeuwen

werkdocumenten



wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

**Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet
effecten Mestbeleid en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden**

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

**Validatie van het nutriënten-
emissiemodel STONE met
meetgegevens uit het Landelijk
Meetnet effecten Mestbeleid
(LMM) en de Landelijke
Steekproef Kaarteenheden (LSK)**

C. van der Salm

L.J.M. Boumans

D.J. Brus

B. Kempen

T.C. van Leeuwen

Werkdocument 228

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, mei 2011

Referaat

Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C. van Leeuwen (2011). *Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK)*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. WOt-werkdocument 228. 83 blz. 18 fig.; 57 tab.; 18 ref.; 1 bijl.

De uitkomsten van het model STONE zijn gevalideerd op gemeten concentraties in drains en grondwater uit LMM (Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid) en gemeten fosfaatophoping volgens LSK (Landelijke Steekproef Kaarteenheden). Voor de validatie is gebruik gemaakt van een in 2008 ontwikkeld protocol. Uit de validatie komt naar voren dat op nationale schaal de gemiddelde door STONE gesimuleerde nitraatconcentraties in grondwater en drainwater goed overeenkomen met de metingen. De gesimuleerde DOC-concentraties in grondwater en drainwater en de fosfaatconcentraties in het grondwater wijken sterker af van de metingen. Tevens bleek uit de validatie op LSK dat de verdeling van P over boven- en ondergrond afwijkt van de metingen. Voor deze stoffen is dus een verdere verbetering van het model en/of de parameterisatie gewenst.

Trefwoorden: STONE, nitraat, fosfaat, concentraties, validatie

Abstract

Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C. van Leeuwen (2011). *Validation of the nutrient emission model STONE on measurements of data from Minerals Policy Monitoring Programme (LMM) and the National Inventory of Soil mapping units (LSK)*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOt-werkdocument 228. 83 p. 18 Fig.; 57 Tab.; 18 Ref.; 1 Annex.

The model STONE has been validated on measured concentration in water from pipe drains and groundwater (LMM) and on data of P-accumulation in soils (LSK). Results showed that there was no difference between average measured concentrations in groundwater and pipe drains and simulated concentrations by the model STONE on a national scale. However, significant differences between measured and simulated concentrations of DOC were found in water from pipe drains and for DOC and P in groundwater. Furthermore, validation of STONE on LSK showed that the distribution of P over topsoil and subsoil was not correctly simulated. An improvement of the model and/or parameterization for DOC and P is thus required to accurately simulate DOC and P losses to ground- and surface waters.

Key words: STONE, nitrate, phosphorus, concentrations, validation

Auteurs:

C. van der Salm, D.J. Brus & B. Kempen: Alterra Wageningen UR

L.J.M. Boumans: RIVM

T.C. van Leeuwen: LEI Wageningen UR

©2011 Alterra Wageningen UR

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

RIVM

Postbus 1, 3720 BA Bilthoven

Tel: (030) 274 91 11; fax: (030) 274 29 71; e-mail: info@rivm.nl

LEI Wageningen UR

Postbus 29703, 2502 LS Den Haag

Tel: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

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

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

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

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

Inhoud

Samenvatting	7
Summary	9
1 Inleiding	11
2 Meetgegevens voor validatie	13
2.1 Meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM)	13
2.2 Meetgegevens uit de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK)	15
3 Validatieprocedure	17
3.1 Modelgebaseerde validatie van voorspelde concentraties met LMM	17
3.2 Steekproefopzet gebaseerde validatie met LMM-data	18
3.3 Steekproefopzet gebaseerde validatie met LSK-data.	19
3.3.1 Validatiegebieden	19
3.3.2 Validatieprocedure	19
3.3.3 Schatting ruimtelijke gemiddelde voorspelfout en standaardfout	21
3.4 Beperkingen validatie	22
4 Modelgebaseerde validatie van concentraties met LMM	23
4.1 Grondwater	23
4.1.1 Gemiddelden voor de zand-, veen- en kleiregio	23
4.1.2 Trends in de zandregio	25
4.1.3 Grondwaterlichamen	29
4.1.4 Bedrijfstypen	34
4.2 Drainwater	39
4.2.1 Gemiddelden voor de zand- en kleiregio	39
4.2.2 Trends in de zand- en kleiregio	40
4.2.3 Grondwaterlichamen	43
4.2.4 Bedrijfstypen	47
5 Steekproefopzet gebaseerde validatie van de P-ophoping met LSK	51
5.1 Nationaal	51
5.2 Domeinen	52
6 Conclusies	55
Literatuur	57
Bijlage 1 Validatie van STONE met LMM-data gebaseerd op de steekproef van LMM	59

Samenvatting

Het nationale nutriëntenemissiemodel STONE wordt gebruikt om de effecten van beleid op de emissie van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater te voorspellen. De uitkomsten van STONE spelen een belangrijke rol bij beleidsontwikkeling op het gebied van mestwetgeving en de Kaderrichtlijn Water (KRW). Een goede validatie van de modeluitkomsten van STONE op meetgegevens is dan ook van groot belang.

Het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) is één van de belangrijkste databestanden voor een landelijke validatie van STONE op de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. De Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK) geeft informatie over de ophoping van fosfaat in de bodem en kan als een aanvullend databestand gebruikt worden voor de validatie van STONE.

In deze studie is het model STONE (versie 2.3) gevalideerd met de gemeten nutriëntenconcentraties in grondwater en drains in LMM en met de gemeten P-ophoping in LSK. Voor de validatie van STONE met LMM is gebruik gemaakt van een in 2008 ontwikkeld protocol (Van der Salm *et al.*, 2009). Een nadeel van de beschreven modelgebaseerde aanpak in het protocol is dat geen rekening wordt gehouden met de insluitkansen van bedrijven in de LMM-steekproef. De resultaten voor heel Nederland of een bepaalde regio kunnen daardoor afwijken van de resultaten zoals die nu gebaseerd zijn op een gemiddelde van alle gemeten en gesimuleerde resultaten. Dit probleem kan worden ondervangen door gebruik te maken van de insluitkansen van de bedrijven in de steekproefopzet. In deze studie is een methode ontwikkeld om bij een complexe, getrapte steekproef (zoals LMM) rekening te houden met de steekproefopzet. Het achterhalen van de benodigde informatie over de steekproefopzet bleek echter zeer tijdrovend en kon niet binnen het bestek van dit project worden uitgevoerd. De methodiek voor de validatie van STONE met LSK is vergelijkbaar met het bovengenoemde protocol maar hierbij kon wel gebruik gemaakt worden van de informatie over de opzet van de LSK-steekproef.

Voor de zand-, klei- en veenregio werden geen significante verschillen gevonden tussen gemeten en gesimuleerde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en tussen de gemeten concentraties op de LMM-bedrijven. De gesimuleerde P- en DOC-concentraties in het grondwater wijken wel sterk af van de metingen. De gesimuleerde DOC-concentraties bedragen de helft van de gemeten waarden. De gesimuleerde P-concentraties in het zandgebied zijn ongeveer tweemaal zo hoog als gemeten. In de klei- en veenregio zijn de gesimuleerde fosfaatconcentraties lager dan de metingen.

In zowel de zand- als de veenregio wijken de gesimuleerde grondwaterstanden sterk af van de gemeten grondwaterstanden. De gemiddelde gesimuleerde grondwaterstand lag in de zandregio 26 cm minder diep dan de meting op de bedrijven. In de veenregio was het verschil 21 cm.

Indien met STONE ingezoomd wordt naar grondwaterlichamen en naar bedrijfstypen dan treden grotere verschillen op tussen gemeten en gesimuleerde concentraties. Deze verschillen zijn echter niet altijd significant. In de zandregio van de stroomgebieden van Maas en Rijn-noord was de gemiddelde gesimuleerde nitraatconcentratie hoger dan gemeten. In de zandregio van het stroomgebied van de Eem was de gesimuleerde nitraatconcentratie lager dan gemeten. In de andere stroomgebieden waren de verschillen niet significant. De

gesimuleerde DOC-concentraties waren in 11 van de 13 stroomgebieden lager dan gemeten. Voor fosfaat werden in vier stroomgebieden significante verschillen aangetroffen tussen metingen en simulaties. Het gaat hierbij om Maas en Rijn-oost. In de zandgebieden van beide stroomgebieden waren de gesimuleerde fosfaatconcentraties in het grondwater hoger dan gemeten en in de kleigebieden lager dan gemeten.

Voor de verschillende bedrijfstypen op zandgrond werden met uitzondering van akkerbouw, geen significante verschillen gevonden tussen gemeten en gesimuleerde nitraatconcentraties in het grondwater. De gesimuleerde P-concentraties bij akkerbouwbedrijven en melkveebedrijven op zand waren hoger dan gemeten in LMM. Bij melkveebedrijven op veen- en klei waren de gesimuleerde P-concentraties in het grondwater lager dan gemeten. De gesimuleerde DOC-concentraties waren voor de meeste bedrijfstypen lager dan gemeten.

STONE is tevens gevalideerd op concentraties in drainwater. Het aantal bemonsterde bedrijven in de zandregio was beperkt en de verschillen tussen metingen en simulaties waren over het algemeen niet significant. Een uitzondering zijn de DOC-concentraties, waar de gesimuleerde concentraties significant lager zijn. In de kleiregio zijn veel meer metingen van drainwater beschikbaar. Uit de validatie op deze metingen bleek dat de gesimuleerde nitraatconcentraties en de DOC-concentraties in de drains significant lager zijn dan de gemeten waarden.

Uit de validatie van de gesimuleerde P-ophoping met LSK kwam naar voren dat STONE een te laag (11%) P-gehalte berekent in de bodemlaag van 0-50 cm en een te hoog gehalte (24%) in de ondergrond (50-120 cm). De grootste verschillen tussen metingen en simulaties werden in de bovengrond gevonden op matig natte kleigronden (22%). De P-ophoping in de bovengrond van natte zandgronden werd vrij goed gesimuleerd (2% overschatting). In de ondergrond werd op alle bodem-grondwaterklassen een hogere P-ophoping gesimuleerd dan gemeten. De grootste verschillen werden gevonden op matig nat tot droog veen (47%) en matig nat zand (42%). Het kleinste verschil werd gevonden op droog zand (17%). In 12 van de 15 grondwaterlichamen is de gesimuleerde P-ophoping in de bovengrond lager dan gemeten. In de ondergrond (50-120 cm) berekende STONE in 8 van de 14 grondwaterlichamen een te hoge P-ophoping.

Voor de verschillende typen landgebruik (natuur, bouwland en gras) konden voor de P-ophoping in de bovengrond (0-50 cm) geen significante verschillen worden vastgesteld tussen metingen en simulatie. In de ondergrond werd de ophoping van P op bouwland en grasland overschat.

Samenvattend kan gesteld worden dat op nationale schaal de gemiddelde door STONE gesimuleerde nitraatconcentraties in grondwater en drainwater goed overeenkomen met de metingen. De gesimuleerde DOC-concentraties in grondwater en drainwater en de fosfaatconcentraties in het grondwater wijken sterker af van de metingen. Tevens bleek uit de validatie met LSK dat de verdeling van P over boven- en ondergrond afwijkt van de metingen. Voor deze stoffen is dus een verdere verbetering van het model en/of de parameterisatie gewenst.

Summary

The model STONE has been developed to calculate emission of nutrients from agricultural soils on a national scale. The model is used to predict and evaluate the effects of changes in manure policy on the emission of nitrogen and phosphorus to groundwater and surface water. The STONE results are used by the government to improve their policy with respect to the nitrogen directive and the water framework directive. Accordingly, a thorough validation of the model results on available measurements is of utmost importance.

The Minerals Policy Monitoring Programme (LMM) has created one of the most important databases for a validation of STONE on the leaching of nutrients to groundwater and surface water on a national scale. The National Inventory of Soil mapping units (LSK) provides data on phosphorus accumulation in the soil and is an additional dataset that can be used for validation of STONE.

In this study the model STONE (version 2.3) has been validated on measured concentrations in groundwater and water from pipe drains as reported in LMM and on data of P accumulation provided by LSK. In 2008 a protocol has been developed (Van der Salm *et al.*, 2009) to validate the model on LMM data. The drawback of this protocol is that it does not take into account the chance that a specific farm is selected in the dataset. The results obtained for the Netherlands as a whole or for certain regions may therefore differ from the results obtained by the protocol based on a simple average of all sampled farms in the Netherlands or a certain region. In this study we developed a method to tackle this problem and to take into account the sampling strategy of the LMM dataset. Unfortunately we did not succeed to obtain the necessary input data for this method within the framework of this project due to the complexity of the LMM sampling plan. For the validation of STONE on LSK a protocol was used that is similar to the protocol used for LMM but in this case we could use the information on the set-up of the LSK inventory.

Validation of STONE on nitrate concentrations in groundwater showed that there were no significant differences between measured and simulated concentrations in both the sandy district, the peat district and the clay district. However, significant differences between measured and simulated concentrations were found for P and DOC. Simulated DOC concentrations were twice as high as measured values. Simulated P concentrations in the clay and peat area were lower than measured values.

A difference between measured and simulated groundwater levels was found for the sand and peat area. Simulated groundwater levels in the sandy area were 26 cm deeper than measured values on the LMM farms. In the peat area the difference was 21 cm.

Larger differences between simulated and measured concentrations are found when focusing on groundwater bodies and farm types. However, these differences were not always significant. The average simulated nitrate concentrations was higher than measured in the sandy area of the groundwater body of Meuse and Rhine-North. The concentrations were lower than measured in the sandy area of the groundwater body of Eems. No significant differences were found in the other groundwater bodies. Simulated DOC concentrations were lower than measured in 11 out of 13 groundwater bodies. For phosphorus significant differences were found in four groundwater bodies. In the sandy area of the Meuse and Rhine-

East simulated P concentrations were higher than measured values. In the clay region of these water bodies the simulated P concentrations were lower than measured.

No significant difference between simulated and measured nitrate concentrations were found for different farm types. At dairy farms and arable farms on sandy soils the simulated P concentrations were higher than measured. At dairy farms on peat and clay soils the simulated P concentrations were lower than measured.

The LMM dataset also provides data on concentrations in pipe drains. The number of farms with pipe drains in the sandy area is quite small and we did not find significant differences between measured and simulated concentrations except for DOC where simulated concentrations were lower than measured values. In the clay area significant differences between measured and simulated concentrations were found for nitrate and DOC, which were both lower than measured.

Validation of STONE on LSK showed that STONE underestimated the accumulation of P in the topsoil (0-50 cm) by 11% and overestimated the accumulation in the subsoil (50-120 cm) by 24%. The largest difference in the topsoil was found for moderately wet clay soils (22%) whereas the simulated P accumulation on wet sandy soils corresponded quite well with measured data (overestimation of 2%). P accumulation in the subsoil was overestimated for all soil-groundwater classes. The largest difference was found for moderately wet to dry peat (47%) and moderately wet sand (42%) whereas the smallest difference was found for dry sand (17%). The results for the different groundwater bodies reflected this overall picture. In the topsoil P accumulation was underestimated in 12 out of 15 groundwater bodies and in the subsoil P accumulation was overestimated in 8 out of 14 groundwater bodies. We did not find significant differences between measured and simulated P accumulation in the topsoil for the considered vegetation types (nature, arable land, grass). In the subsoil the accumulation of P was overestimated on arable land and grass.

Based on the above results we can conclude that there is no difference between average measured concentrations in groundwater and pipe drains and simulated concentrations by the model STONE on a national scale. However, significant differences between measured and simulated concentrations of DOC were found in water from pipe drains and for DOC and P in groundwater. Furthermore, validation of STONE on LSK showed that the distribution of P over topsoil and subsoil was not correctly simulated. An improvement of the model and/or parameterization for DOC and P is thus required to accurately simulate DOC and P losses to groundwater and surface water.

1 Inleiding

Het nationale nutriëntenemissiemodel STONE wordt gebruikt om de effecten van beleid op de emissie van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater te voorspellen. De uitkomsten van STONE spelen een belangrijke rol bij de evaluatie van de mestwetgeving en geven mede richting aan de beleidsontwikkeling op het gebied van mestwetgeving en de Kaderrichtlijn Water (KRW). Een goede kalibratie en validatie van de modeluitkomsten van STONE op meetgegevens is dan ook van groot belang. Onder validatie wordt in dit geval verstaan het vergelijken van modelresultaten met metingen en het verklaren van de verschillen (validatie van het toepassingsmodel; zie PBL, 2010). Onder kalibratie wordt verstaan het aanpassen van gevoelige parameters zodat het verschil tussen model en meting acceptabel wordt.

Het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) (www.rivm.nl/lmm) is één van de belangrijkste databestanden voor een landelijke validatie van STONE op de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. In 2008 is een protocol ontwikkeld om het model STONE te valideren op data uit het LMM (Van der Salm *et al.*, 2009). In dit project is dit protocol toegepast voor de validatie van STONE 2.3 op mestgiften en concentraties in grondwater en drainwater over de periode 1991-2007. Een nadeel van de in het protocol beschreven modelgebaseerde aanpak is dat geen rekening wordt gehouden met de insluitkansen van bedrijven in de LMM-steekproef. De resultaten voor heel Nederland of een bepaalde regio kunnen daardoor afwijken van de resultaten zoals die nu gebaseerd zijn op een gemiddelde van alle gemeten en gesimuleerde resultaten. Dit probleem kan worden ondervangen door gebruik te maken van de insluitkansen van de bedrijven in de steekproefopzet. In deze studie is onderzocht of een dergelijke steekproefopzet gebaseerde validatie van STONE op LMM-data mogelijk is.

In dit rapport wordt eveneens de in STONE gesimuleerde ophoping van fosfaat gevalideerd op de gemeten ophoping van fosfaat in de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK). Voor de validatie op LSK is een methodiek gebruikt die analoog is aan het LMM-validatieprotocol. Bij de validatie is echter tevens gebruik gemaakt van de kennis over de steekproefopzet van LSK (steekproef opzet gebaseerde validatie).

2 Meetgegevens voor validatie

2.1 Meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM)

Het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) is een meetnet dat opgezet is om de huidige kwaliteit van het recent gevormde grondwater te beschrijven en te verklaren in relatie met milieudruk en beleidsmaatregelen. Het LMM wordt gezamenlijk door RIVM en LEI Wageningen UR ontwikkeld en beheerd. Het LMM is gestart in 1992 op bedrijven in de zandregio. Later is het meetnet uitgebreid naar de klei- en veenregio's en het lössgebied.

De bedrijven die deelnemen aan het LMM vormen een subselectie uit het Bedrijven Informatienet van LEI Wageningen UR. Om een representatieve steekproef samen te stellen, is de beschikbare monitoringscapaciteit zo goed mogelijk verdeeld over regio's, bedrijfstypen en bedrijfsomvang. Bij de opzet van de steekproeven wordt gebruik gemaakt van de CBS-Landbouwtellingen. Voor elk van de vier grondsoortregio's geldt dat bedrijfstypen met een gering aandeel in het landgebruik evenals bedrijven met een extreem kleine of grote omvang, voor deelname aan het LMM worden uitgesloten. Gegeven deze afbakening, wordt in elk van de vier grondsoortregio's circa 80% van het landgebruik door de LMM-steekproef vertegenwoordigd.

Selectie vindt plaats op basis van gestratificeerde aselecte steekproeven waarin behalve naar grondsoortregio en bedrijfstype ook naar bedrijfsomvang wordt gestratificeerd. Elk van de bedrijfsgroottesklassen vertegenwoordigt een verschillend aantal bedrijven maar wel met ongeveer een gelijk areaal cultuurgrond. Omdat in elke grootteklasse eenzelfde aantal steekproefbedrijven wordt nagestreefd, zijn bedrijven met een grote omvang oververtegenwoordigd in het LMM.

Voor de validatie van STONE op LMM-gegevens kon gebruik gemaakt worden van 1300 meetgegevens van bemesting en 1300-1500 metingen (gemiddelden per bedrijf en jaar) van grondwaterstand en de concentraties in het grondwater over de periode 1992-2008 in de zandregio. Voor mestgiften is gebruik gemaakt van de periode 1991-2007, omdat aangenomen wordt dat het (minimaal) een jaar duurt voordat effecten van de mestgift in het grondwater waarneembaar zijn. Voor drainwater kon worden beschikt over ruim 450 metingen van bemesting en drainwater.

Grondwatermetingen

Voor het LMM wordt het grondwater via boorgaten bemonsterd. Hiertoe worden per bedrijf op 16 locaties boringen gedaan en grondwatermonsters genomen. Het aantal locaties per perceel is afhankelijk van de relatieve grootte van het perceel. Op het perceel zijn de locaties aselect gekozen, waarbij een afstand van minimaal 10 m tot de rand wordt aangehouden. De bovenste meter van het grondwater wordt bemonsterd. De bemonstering van een bedrijf duurt meestal twee dagen. In uitzonderlijke gevallen kan het langer duren. De grondwatermonsters zijn verkregen met behulp van de openboorgatmethode. In het boorgat plaatst de veldwerker een monsternemingslans. De monsterneming kan dan direct beginnen. De veldwerker sluit daarvoor een pomp met filter aan op de lans, spoelt de materialen enige malen door met het grondwater en verzamelt het opgepompte en gefilterde water in flessen. Aan de hand van het natte deel van de lans wordt de grondwaterstand geschat. Bemonstering en bepaling van de grondwaterstand vindt dus plaats binnen enkele uren na het boren van het gat. De grondwater-

monsters worden in het veld gefiltreerd en aangezuurd en donker en koel opgeslagen voor transport naar het laboratorium. In het laboratorium worden aselekt twee mengmonsters gemaakt en chemisch geanalyseerd op o.a. nitraat. De handelingen vinden plaats aan de hand van standaardvoorschriften. In de beginperiode van het LMM zijn meer monsters en mengmonsters per bedrijf gemaakt. Een uitgebreidere beschrijving van het meetnet en de gevolgde procedure is te vinden in Wattel-Koekoek *et al.* (2008).

Drainagemetingen

Bij de bemonstering wordt onderscheid gemaakt tussen bedrijven waarvan de gronden gedraineerd zijn met drainagebuizen en bedrijven die dit niet zijn. Indien een bedrijf voor minder dan 25% van het areaal gedraineerd is door middel van drainagebuizen, of er minder dan zestien drains bemonsterbaar zijn, dan wordt het bedrijf beschouwd als niet gedraineerd.

Op de gedraineerde bedrijven is in de periode oktober tot en met april drain- en slootwater bemonsterd. Per bedrijf zijn zestien drainagebuizen geselecteerd voor bemonstering. Het aantal te bemonsteren drainagebuizen per perceel is afhankelijk van de grootte van het perceel. De bemonstering van het drainwater is in principe door de agrariër zelf uitgevoerd tot en met 2006. Later is de bemonstering door eigen personeel of een extern bedrijf uitgevoerd. Hiervoor heeft de deelnemer/bemonsteraar een mondelinge en schriftelijke instructie en de benodigde materialen ter beschikking gekregen. Via een koeriersdienst zijn de monsters uiterlijk de dag na monsternamen afgeleverd bij het RIVM. Per winter wordt op elk bedrijf maximaal vier keer drainwater bemonsterd.

Bemonstering van drainwater is uitgevoerd door water op te vangen met een maatbeker. Wanneer de drainagebuizen onder het slootwaterniveau uitmonden is de bemonstering niet door de deelnemers maar door het RIVM uitgevoerd. Van ieder bemonsteringspunt zijn twee PE-flessen gevuld: een van 100 ml voor de individuele analyses en een van 250 ml om een mengmonster te maken. De drainwatermonsters zijn in een koelbox opgeslagen en naar het RIVM vervoerd. De monsters zijn in het laboratorium gemengd, gefiltreerd en zo nodig aangezuurd. Per ronde is er een drainwater mengmonster gemaakt.

Bemesting

De gegevens over de mineralengebruiken zijn gebaseerd op de in het LEI-BIN vastgelegde bedrijfsgegevens. Deze gebruiken betreffen de hoeveelheden stikstof en fosfaat die op het bedrijf gemiddeld per hectare cultuurgrond in het aan bemonstering voorafgaande groeiseizoen zijn gebruikt. Hierbij wordt onderscheid gemaakt naar bemesting in de vorm van kunstmest, dierlijke mest en overige organische meststoffen (zoals bijvoorbeeld compost). De gebruiken aan dierlijke mest zijn weer uit te splitsen naar weidemest en dierlijke mest welke mechanisch is toegediend.

Berekeningswijze mineralengebruiken via dierlijke mest

De berekening van het dierlijke mestgebruik vindt in meerdere stappen plaats. Allereerst wordt de productie van mest op het eigen bedrijf berekend. Voor stikstof betreft het de nettoproductie na aftrek van gasvormige stikstofverliezen uit stal en opslag. De mestproductie wordt berekend door het gemiddeld aantal aanwezige dieren te vermenigvuldigen met landelijke excretieforfaits zoals vastgesteld door de Werkgroep Uniformering Mestcijfers (Van Bruggen, 2007). In de volgende stap wordt gebruik gemaakt van de op het bedrijf aan- en afgevoerde meststoffen en voorraden aan dierlijke mest. Ook deze worden in het BIN geregistreerd en omgerekend naar hoeveelheden nutriënten. Van aan- en afgevoerde meststoffen wordt in principe de hoeveelheid stikstof en fosfaat via bemonstering vastgelegd. Indien geen bemonstering heeft plaatsgevonden, zijn forfaitaire gehalten per mestsoort ingerekend. Begin- en eindvoorraden worden altijd berekend via forfaiten per mestsoort.

Het mineralengebruik via dierlijke mest op bedrijfsniveau volgt uit de berekening:
Gebruik dierlijke mest = Productie + Beginvoorraad – Eindvoorraad + Aanvoer – Afvoer.

Berekeningswijze mineralengebruiken via kunstmest en overige organische mest

Kunstmest en overige organische meststoffen worden niet op bedrijven zelf geproduceerd. Het gebruik wordt daarom berekend als:

Gebruik kunstmest en overige organische mest = Beginvoorraad – Eindvoorraad + Aanvoer – Afvoer

De betreffende hoeveelheden stikstof (N) en fosfaat (P₂O₅) zijn overgenomen van de jaaroverzichten van de leveranciers van de meststoffen.

2.2 Meetgegevens uit de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK)

Het databestand LSK

De Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK) is opgezet om de bodemchemische eigenschappen van de kaarteenheden van de Bodem- en Gt-kaart van Nederland 1:50.000 statistisch te karakteriseren (Finke *et al.*, 2001; Visschers *et al.*, 2007). Om de benodigde gegevens te verzamelen, zijn tussen 1989 en 2000 een serie kanssteekproeven uitgevoerd binnen de kaarteenheden van de Bodem- en Gt-kaart. Dit wil zeggen dat de bemonsteringslocaties bepaald zijn door middel van loting waarbij de insluitkans van een locatie positief en bekend is. Deze insluitkans wordt bepaald door het steekproefontwerp. Op iedere gelote locatie is het bodemprofiel beschreven en zijn voor iedere bodemhorizont een groot aantal fysische en chemische eigenschappen in het veld geschat of in het laboratorium gemeten, waaronder het fosfaatgehalte (Finke *et al.*, 2001). Dit heeft geresulteerd in het databestand LSK die uit twee onderdelen bestaat: LSK-A en LSK-B. Het LSK-A bestand bevat bodemgegevens van 1392 locaties (Figuur 1). Het LSK-B bestand is niet gebruikt voor validatie van de P-ophoping en wordt in dit hoofdstuk verder buiten beschouwing gelaten.

Steekproefontwerp

De steekproef LSK-A is een gestratificeerde enkelvoudig aselechte steekproef. Voor de steekproefopzet zijn de kaarteenheden van de Bodem- en Gt-kaart ingedeeld naar Gt-klasse. Deze klassen vormen de negen primaire strata. Elk primair Gt-stratum is verder onderverdeeld in een aantal secundaire strata. Deze secundaire strata worden gevormd door bodemeenheden van de Bodem- en Gt-kaart te groeperen op basis van landschappelijke ligging, bodemvorming en moedermateriaal. Op deze manier zijn in totaal 95 strata gedefinieerd (Finke *et al.*, 2001)

Per secundair stratum zijn aselekt met teruglegging een aantal kaartvlakken geloot. Hierbij is de insluitkans van een kaartvlak evenredig met het oppervlak van het kaartvlak en eenzelfde kaartvlak kan meerdere keren worden geloot. Binnen ieder geloot kaartvlak is aselekt één locatie geloot. Deze locatie is door coördinaten vastgelegd. De uitgewerkte stratificatie van steekproef LSK-A en het aantal gelote locaties binnen ieder stratum zijn gedocumenteerd door Van het Loo (1997), Visschers (1997), Van het Loo (1998), Visschers (1998a, 1998b); Visschers (1999a, 1999b), Finke *et al.* (2001) en Visschers (2001). In totaal zijn er 1392 locaties geloot.



Figuur 1 Locaties van bemonsteringspunten uit het LSK-A bestand.

De steekproef LSK-A is een ontwerp-gebaseerde steekproef (Brus & De Gruijter, 1997; Stehman, 2000). Dit wil zeggen dat voor het schatten van de validatiematen (modelprestatie-maten) gebruik gemaakt wordt van de insluitkansen van steekproeflocaties zoals deze door het aselechte steekproefontwerp bepaald zijn. Een ontwerp-gebaseerde steekproef is zeer geschikt voor validatie van modeluitkomsten (Brus *et al.*, 2011), zoals de berekende fosfaatophoping door STONE. De redenen hiervoor zijn:

- We zijn geïnteresseerd in validatiematen als ruimtelijke gemiddelden, fracties en varianties binnen relatief grote gebieden (bv. Nederland, gewassen, grondsoorten).
- Ontwerp-gebaseerde schattingen van validatiematen zijn zuiver, d.w.z. een schatting die geen systematische afwijkingen heeft van het werkelijk gemiddelde.
- De nauwkeurigheid van de schatting kan objectief worden gekwantificeerd.
- De te berekeningen schattingen en varianties zijn onafhankelijk van moeilijk te verifiëren modelaannamen (validiteit).
- Met name de validiteit is erg belangrijk voor validatie. We willen immers voorkomen dat er discussies ontstaan over de uitkomst van de validatie (de kwaliteit van de modelresultaten).

3 Validatieprocedure

3.1 Modelgebaseerde validatie van voorspelde concentraties met LMM

In 2008 is een protocol ontwikkeld voor de validatie van STONE op grondwatergegevens uit LMM voor de periode 1991 tot 2005 (Van der Salm *et al.*, 2009). Inmiddels zijn meer gegevens beschikbaar uit de periode 1991 tot 2005 en zijn nieuwe gegevens toegevoegd tot en met 2008 en is het aantal bedrijven sterk uitgebreid door uitbreiding van het LMM met het derogatiemetnet. Het in 2008 ontwikkelde protocol is daarom opnieuw toegepast op de volledige dataset. Bovendien zijn de gegevens gebruikt om naast nitraat ook de gesimuleerde fosfaatconcentraties te valideren. Tevens is het protocol toegepast voor de validatie van zowel N- als P-concentraties in drainwater.

In het in 2008 ontwikkelde protocol wordt geen rekening gehouden met de steekproefopzet van LMM en de hieruit voortvloeiende insluitkansen van bedrijven. Om ruimte-tijd gemiddelde verschilwaarden te schatten, wordt impliciet gebruik gemaakt van een model waarin wordt aangenomen dat de waarnemingen onafhankelijk en identiek (iid) verdeeld zijn. Daarnaast worden gemiddelde verschilwaarden geschat met een mixed linear model, dat in tegenstelling tot het eerste model wel rekening houdt met verschillen in varianties tussen metingen binnen hetzelfde bedrijf en varianties tussen bedrijven.

Een probleem bij de validatie met de LMM-metingen is dat support van de LMM-metingen niet overeenkomt met dat van de STONE-voorspellingen. Immers STONE voorspelt voor STONE-plots gemiddelde concentraties voor decaden, terwijl de LMM-metingen bedrijfsgemiddelde concentraties zijn (de grondwatermonsters van puntlocaties worden gemengd) en de bemonsteringsperiode niet één hele decade beslaat maar slechts enkele dagen die bovendien in verschillende decaden kunnen vallen. Hierna wordt uitgelegd hoe we er voor gezorgd hebben dat de supports zoveel mogelijk met elkaar overeenkomen. Door de verschillen tussen support van metingen en modelvoorspellingen worden verschillen tussen metingen en modelvoorspellingen geïntroduceerd die niet gerelateerd zijn aan de modelprestatie. De verschilwaarden kunnen alleen onder bepaalde aannames geïnterpreteerd worden in termen van modelprestatie. De validatieresultaten van dit onderzoek moeten daarom gezien worden als een ruwe indicatie van de modelprestatie van STONE.

Berekening van met STONE voorspelde bedrijfsgemiddelde concentratie (voor een bepaalde decade)

Voor elk bedrijf en bemonsteringstijdstip is een overlay gemaakt met polygonen van het bedrijfsareaal en de STONE-plots (250×250 m gridcellen). Voor het bedrijfsareaal is uitgegaan van de polygonen die zijn vastgesteld op een tijdstip dat zo dicht mogelijk ligt bij het bemonsteringstijdstip. Dit levert voor elk bedrijf een lijst op met STONE-plots en bijbehorende arealen. Bij elke meting van een bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie zijn aan de hand van het tijdstip van de meting de door STONE berekende nitraatconcentraties en grondwaterstanden voor de betreffende plots opgezocht. De berekende nitraatconcentraties en grondwaterstanden per STONE-plot zijn vervolgens per bedrijf gemiddeld waarbij gewogen is met het areaal van de STONE-plot op het bedrijf.

Bij het maken van de overlay bleek dat 13-26% van het bedrijfsareaal uit STONE-plots met 'natuur' bestaat (Van der Salm *et al.*, 2009). In de praktijk komt natuur niet voor op de LMM-bedrijven. Daarom zijn de berekende nitraatconcentraties en grondwaterstanden voor STONE-

plots met landgebruik natuur niet meegenomen bij de berekening van het gewogen gemiddelde van STONE-berekeningen voor een bedrijf.

Bepaling decade voor STONE-voorspellingen van bedrijfsgemiddelde concentraties in grondwater en drainwater

De STONE-berekeningen zijn beschikbaar voor decades (periodes van 10 dagen). De metingen zijn gerelateerd aan een bepaald tijdstip. Indien de metingen over enkele dagen verspreid hebben plaats gevonden, is het gemiddelde tijdstip gebruikt voor de vergelijking. Op basis van dit tijdstip is bepaald in welke STONE-decade de metingen vallen en de uitkomst van betreffende decade is gebruikt voor de vergelijking. Berekende grondwaterconcentraties zijn bepaald door middeling van gesimuleerde concentraties in de bovenste meter van het grondwater. In STONE worden meerdere drainageniveaus onderscheiden die niet direct vertaald kunnen worden naar in het veld waarneembare drainagemiddelen zoals greppels en drains. De meest geschikte representatie is het gebruik van drainageniveau 4 uit de STONE-uitvoer. Daarnaast is ter vergelijking ook gekeken of het gebruik van de concentraties in een laag van 20 cm rondom de drain tot andere uitkomsten leidde. Dit bleek niet het geval te zijn en uiteindelijk is daarom alleen gebruik gemaakt van drainageniveau 4 voor de vergelijking.

Schatten van ruimte-tijd gemiddelde verschilwaarden

Voor de validatie van STONE op de LMM-metingen zijn gemiddelden berekend per bedrijf voor de LMM-metingen en de overeenkomstige STONE-berekeningen. Voor elk bedrijf is vervolgens het verschil bepaald tussen de op LMM-metingen gebaseerde schatting en de met STONE voorspelde waarde. Vervolgens zijn deze verschillen ruimtelijk gemiddeld over de verschillende regio's, bedrijfstypen en grondwaterlichamen (de drie eerder genoemde aggregatieniveaus), waarbij verondersteld is dat elk bedrijf een zelfde insluitkans heeft. Voor elk van de drie aggregatieniveaus is de standaardfout van het geschatte gemiddelde verschil berekend.

Tevens is een ruimte-tijd gemiddelde verschil geschat door middel van de REML-methode (residual maximum likelihood). In het geval van ongebalanceerde datasets en meerdere bronnen van ruis, zoals in dit geval de toevallige keuze van bedrijven en de toevallige uitkomst van de bemonstering op een bedrijf, is de REML de meest aangewezen statistische methode. Deze methode maakt schattingen voor de situatie dat deze datasets gebalanceerd zouden zijn. Dit wil zeggen dat een gemiddeld verschil is geschat waarbij rekening wordt gehouden met bedrijf en bemonsteringsjaar als random variabelen. De standaardfout om het gecorrigeerde gemiddelde verschil te schatten, is de geschatte standaardafwijking van een verdeling van gecorrigeerde gemiddelden die zouden zijn berekend indien dezelfde procedure van bedrijven kiezen en bemonsteren een groot aantal malen zou zijn herhaald in dezelfde periode. Deze standaardfout voor het gecorrigeerde verschil is groter dan voor het ongecorrigeerde verschil omdat er rekening mee wordt gehouden dat sommige bedrijven meerdere jaren zijn bemonsterd (deze krijgen minder gewicht) en dat in sommige jaren minder is bemonsterd (deze krijgen meer gewicht) en ook omdat rekening wordt gehouden met het effect van de toevallige keuze van bedrijven (Welham *et al.*, 2004).

De modelresultaten zijn met de LMM-gegevens vergeleken voor drie verschillende schaalniveaus: (i) grondsoortregio's, (ii) grondwaterlichamen en (iii) bedrijfstypen.

3.2 Steekproefopzet gebaseerde validatie met LMM-data

Bij de modelgebaseerde validatie met LMM-gegevens is impliciet aangenomen dat selectie van de LMM-bedrijven is gebaseerd op een kanssteekproef waarbij de insluitkansen van de verschillende bedrijven gelijk zijn, hoewel dit in de praktijk niet zo is. De uitkomsten in Hoofdstuk 4 zijn niet gecorrigeerd voor verschillen in insluitkansen en de uitkomsten moeten

dan ook geïnterpreteerd worden als verschillen tussen metingen en simulaties voor groepen bedrijven in respectievelijk heel Nederland, bepaalde regio's en bepaalde bedrijfstypen. Gemiddelde met STONE berekende nitraatconcentraties voor heel Nederland of voor bepaalde grondwaterlichamen kunnen dus afwijken van de hier gepresenteerde cijfers waarin slechts die STONE-plots zijn meegenomen die op LMM-bedrijven voorkwamen. Dit probleem kan worden ondervangen door gebruik te maken van een validatie die gebaseerd is op de steekproefopzet. In bijlage 1 wordt een voorbeeld gegeven hoe een dergelijke procedure kan worden uitgevoerd. In de praktijk bleek het zeer lastig en tijdrovend om voor de LMM-steekproef de noodzakelijke insluitkansen van de verschillend bedrijven te achterhalen. Wij zijn er daardoor vooralsnog niet in geslaagd om een voor STONE een validatie op LMM uit te voeren die gebaseerd is op de steekproefopzet.

3.3 Steekproefopzet gebaseerde validatie met LSK-data.

3.3.1 Validatiegebieden

De met STONE voorspelde fosfaatophoping is gevalideerd met gemeten fosfaatgehalten uit het databestand LSK-A. Het *doelgebied* van de validatie is het gebied waarvoor STONE een voorspelling doet van de fosfaatophoping in de bodem. Dit is heel Nederland met uitzondering van bebouwde gebieden, infrastructuur en water.

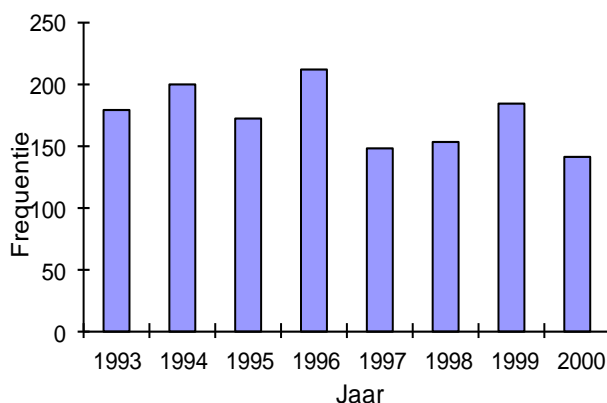
Naast schattingen van validatiematen voor het doelgebied als geheel, zijn ook aparte schattingen van deze validatiematen gewenst voor deelgebieden binnen het doelgebied zoals bijvoorbeeld de 'zandgronden met landbouw'. De door STONE berekende fosfaatophoping is, naast het doelgebied, ook gevalideerd voor de volgende deelgebieden:

- 8 Bodem-grondwaterklassen
- 3 Landgebruiksklassen
- 15 Grondwaterlichamen

3.3.2 Validatieprocedure

Bodemlagen en tijdstip

De validatie van de door STONE berekende fosfaatophoping is uitgevoerd voor de bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm. De gemeten fosfaatgehalten uit het LSK-A bestand zijn vergeleken met de berekende fosfaatgehalten in juli 1996 in STONE. Er is gekozen voor 1996 omdat dit de mediaan is van het bemonsteringsjaar (Figuur 2). Bij de vergelijking is aangenomen dat de fout die gemaakt wordt doordat de tijdstippen van bemonstering en simulatie niet voor alle locaties gelijk zijn, klein is omdat fosfaatophoping in de bodem erg langzaam gaat is.



Figuur 2 Aantal bemonsterde locaties in het LSK-A bestand per jaar.

Gemeten fosfaatgehalte uit het LSK-A bestand

Het LSK-A bestand bevat bodemgegevens voor 1392 locaties. Echter de bemonsteringsdiepte was niet altijd constant en voor sommige bodemhorizonten is het fosfaatgehalte niet bepaald. Daarnaast hadden vijf locaties foutieve coördinaten. Voor de bodemlaag 0-50 cm hadden 1312 locaties een complete profielbeschrijving met bepaling van het fosfaatgehalte en een correcte georeferentie. Voor de laag 50-120 cm waren dit 878 locaties.

Het fosfaatgehalte in de bemonsterde bodemhorizonten is bepaald door oxalaatextractie en is uitgedrukt in mmol P/kg stofdroge grond. De gemeten gehalten zijn eerst omgerekend naar kg P/kg stofdroge grond door gebruik te maken van het moleculair gewicht van P. De gehalten op massabasis zijn omgerekend naar gehalte op volumebasis door vermenigvuldiging met de dichtheid van de grond. De dichtheid van een bodemhorizont is berekend met een vertaalfunctie (De Vries, 1999). De fosfaatgehalten op volumebasis zijn vermenigvuldigd met de diktes van de horizonten die voorkomen binnen de bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm en daarna gesommeerd. Dit levert op iedere bemonsteringslocatie een berekening op van het fosfaatgehalte in kg/ha voor de bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm. Het is van belang op te merken dat voor validatie de fosfaatgehalten uit het LSK-A bestand foutloos worden verondersteld. Naast de meetfout in het laboratorium introduceert het gebruik van een geschatte dichtheid voor omrekening van een gehalte op massabasis naar volumebasis een tweede bron van onzekerheid. Het kwantificeren van deze onzekerheid en de invloed hiervan op de validatie lag echter buiten deze studie.

Berekend fosfaatgehalte door STONE

STONE berekent voor een gegeven tijdstip de fosfaatophoping (kg/m²) in 22 bodemcompartimenten met verschillende diktes voor 6405 rekenplots. Een plot is gedefinieerd op basis van hydrologie, grondwatertrap, meteorologie, landgebruik en bodemchemie. De plots zijn geografisch verdeeld over Nederland in de vorm van een rasterbestand met 250x250 m rastercellen. Aan iedere raster cel is een plotnummer toegekend op basis van de combinatie van de hier boven genoemde factoren binnen de raster cel.

Voor validatie is de uitvoer van STONE voor de eerste decade van juli 1996 gebruikt. De berekende fosfaatgehalten van de compartimenten binnen de bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm zijn gesommeerd en omgerekend naar kg/ha. De totale gehalten van de twee bodemlagen zijn vervolgens gekoppeld aan het rasterbestand met STONE-plots op basis van plotnummer.

Afleiden STONE-uitvoer voor validatielocaties

Er is een overlay gemaakt met de locaties uit het LSK-A bestand en het raster met de STONE-plots. Uit de overlay is voor iedere locatie de STONE-uitvoer voor de twee bodemlagen bepaald. Dit levert een lijst op met voor iedere locatie het gemeten fosfaatgehalte en de berekende fosfaatgehalten voor bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm. Een aantal locaties vielen buiten het raster met de STONE-plots door de relatief grove resolutie van het raster. Uiteindelijk bleven er 1216 locaties over voor de validatie van de fosfaatophoping in de 0-50 cm laag en 822 locaties voor de 50-120 cm laag. Door het vervallen van locaties kon het voorkomen dat er voor een stratum minder dan twee locaties overbleven (minimum van twee locaties is vereist voor het berekenen van de variantie). Strata met minder dan twee locaties zijn samengevoegd met andere strata op basis van grondwatertrap of gegroepeerde bodemeenheden.

Voor de validatie van STONE op LSK-A metingen is op iedere locatie voor beide bodemlagen de voorspelfout van STONE berekend als het verschil tussen de berekende en gemeten fosfaatgehalte. De berekende voorspelfouten op de validatielocaties zijn vervolgens gebruikt om het ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout en standaardfout voor het doelgebied (Nederland) en voor ieder domein te schatten. Voor deze schattingen is gebruik gemaakt van het steekproefontwerp.

3.3.3 Schatting ruimtelijke gemiddelde voorspelfout en standaardfout

Nationaal

Voor een gestratificeerde enkelvoudige aselechte steekproef wordt het ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout z voor het doelgebied geschat door (De Gruijter *et al.*, 2006):

$$\hat{\bar{z}} = \sum_{h=1}^H a_h \cdot \hat{\bar{z}}_h \quad (1)$$

waarin: a_h = het relatieve oppervlak van stratum h is en H is het aantal strata,

$\hat{\bar{z}}_h$ = is het steekproefgemiddelde van z in stratum h .

Het steekproefgemiddelde van stratum h wordt geschat door (De Gruijter *et al.*, 2006):

$$\hat{\bar{z}}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} z_{hi} \quad (2)$$

waarin: z_{hi} = de voorspelfout ($P_{\text{STONE}} - P_{\text{LSK-A}}$) op steekproeflocatie i in stratum h ,

n_h = is het aantal locaties in stratum h .

Het stratumgemiddelde is het ongewogen gemiddelde van de berekende voorspelfouten op de locaties binnen het stratum omdat al deze locaties dezelfde insluitkans hebben. Dit volgt uit de steekproefopzet waarbij de insluitkans van een kaartvlak binnen stratum evenredig is met het oppervlak van het kaartvlak en de locaties binnen een kaartvlak aselekt geloot zijn.

De variantie van het ruimtelijk gemiddelde, een maat voor de nauwkeurigheid van de schatting van dit gemiddelde, wordt geschat door (De Gruijter *et al.*, 2006):

$$\hat{V}(\hat{\bar{z}}) = \sum_{h=1}^H a_h^2 \cdot V(\hat{\bar{z}}_h) \quad (3)$$

waarin: $V(\hat{\bar{z}}_h)$ = de geschatte variantie van stratumgemiddelde $\hat{\bar{z}}_h$.

De variantie van het stratumgemiddelde $\hat{\bar{z}}_h$ wordt geschat door (De Gruijter *et al.*, 2006):

$$\hat{V}(\hat{\bar{z}}_h) = \frac{1}{n_h(n_h - 1)} \sum_{i=1}^{n_h} (z_{hi} - \hat{\bar{z}}_h)^2. \quad (4)$$

De standaardfout van geschatte ruimtelijke gemiddelde wordt geschat door $\sqrt{\hat{V}(\hat{\bar{z}})}$.

Domeinen

De domeinen waarvoor schattingen van het ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout gewenst zijn, vallen niet samen met de Gt-bodem strata uit de steekproef. Dit houdt in dat het aantal gelote locaties binnen een domein niet constant is, d.w.z. het aantal locaties varieert tussen herhalingen van de steekproef. Het gemiddelde van een domein binnen het doelgebied van een steekproef wordt daarom geschat met behulp van een ratio-schatter (De Gruijter *et al.*, 2006; Brus *et al.*, 2011). Dit gaat als volgt. Er worden twee hulpvariabelen gevormd: z' en x . Overall binnen het domein is z' gelijk aan z , en x aan 1. Buiten het domein hebben beide variabelen de waarde 0. Het ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout van domein D wordt vervolgens geschat als de ratio van de geschatte gemiddelden $\hat{\bar{z}}'$ en $\hat{\bar{x}}$ (De Gruijter *et al.*, 2006):

$$\hat{z}_D = \frac{\hat{z}}{\hat{x}} = \frac{\sum_{h=1}^H a_h \cdot \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} z_{hi}}{\sum_{h=1}^H a_h \cdot \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} x_{hi}} \quad (5)$$

waarin: z_{hi} en x_{hi} = de waarden zijn van z en x op locatie i in stratum h
 \hat{x} = de geschatte oppervlaktefractie van het domein D binnen het doelgebied.

De variantie van \hat{z}_D wordt geschat door (Brus *et al.*, 2011):

$$\hat{V}(\hat{z}_D) = \frac{1}{\hat{x}^2} \cdot \sum_{h=1}^H \frac{a_h^2}{n_h(n_h-1)} \cdot \sum_{i=1}^{n_h} (d_{hi} - \hat{d}_h)^2 \quad (6)$$

waarin: $d_{hi} = z_{hi} - \hat{z}_D \cdot x_{hi}$

$$\hat{d}_h = \frac{1}{n_h} \cdot \sum_{i=1}^{n_h} d_{hi}$$

In plaats van de geschatte oppervlakte-fractie \hat{x} kan ook de werkelijke oppervlaktefractie gebruikt worden indien een GIS bestand beschikbaar is waaruit de oppervlaktefractie bepaald kan worden. De standaardfout van geschatte ruimtelijke gemiddelde van domein D wordt geschat door $\sqrt{\hat{V}(\hat{z}_D)}$.

3.4 Beperkingen validatie

Voor de STONE-berekeningen is gebruik gemaakt van STONE 2.3. Bij deze versie is de zogeheten waterfactor gekalibreerd op in het LMM gemeten nitraatconcentraties op melkveehouderijbedrijven in het zandgebied (MNP, 2007). De mestgiften die gebruikt zijn in versie STONE 2.3 zijn afkomstig uit MAMBO (Leusink, 2000) en vervolgens vertaald naar invoer voor STONE. Het model MAMBO is gekalibreerd op gegevens uit het BIN (Leusink, 2000). Een deel van de gegevens die nu gebruikt zijn voor validatie zijn (in een andere vorm) dus eerder gebruik voor kalibratie van STONE 2.3.

Het model STONE is ontwikkeld en geparameteriseerd om uitspraken te doen op nationale schaal. Bij de parameterisatie wordt getracht zo goed mogelijk de geografische verschillen binnen Nederland in bv. hydrologie, bodem, klimaat en mestgift weer te geven. Op het niveau van punten of bedrijven, waarop de LSK- en LMM-metingen plaatsvinden, zullen de lokale omstandigheden echter afwijken van de door STONE ingeschatte omstandigheden. Wanneer de gegevens echter geaggregeerd worden naar grotere regio's/eenheden mag verwacht worden dat de gemiddelde situatie redelijk voorspeld wordt. Voor een aantal regio's/eenheden is het aantal waarnemingen echter zo gering dat het gemiddelde van de waarnemingen en de simulaties mogelijk niet representatief is voor de betreffende eenheid. Ruimtelijke eenheden met minder dan 10 bedrijven (LMM) of puntlocaties (LSK) zijn daarom buiten beschouwing gelaten.

4 Modelgebaseerde validatie van concentraties met LMM

4.1 Grondwater

4.1.1 Gemiddelden voor de zand-, veen- en kleiregio

Om concentraties en giften in de verschillende regio's in samenhang te kunnen beschouwen, worden alleen de resultaten van die bedrijven weergegeven waarvan zowel giften als concentraties bekend zijn. Van alle bedrijven waarvan giften bekend zijn, zijn ook concentraties bekend maar niet omgekeerd. In andere paragrafen worden alle gegevens gebruikt.

In het LMM wordt de bemesting van het voorafgaande jaar aan de metingen van de grondwaterconcentraties gerelateerd. Dit betreft altijd metingen gedurende de zomerperiode. Daarom beslaan de grafieken van de giften de periode 1991-2007 en van de concentraties, de periode 1992-2008

In het zandgebied blijken de gesimuleerde totale stikstofgiften en nitraatconcentraties in het grondwater niet significant te verschillen van de metingen in LMM (Tabel 1). Er is wel een significant verschil in de gift van stikstof via dierlijke mest: de gesimuleerde waarden liggen hier lager dan de metingen. Voor de overige modeluitgangen is de overeenkomst met de LMM-metingen slechter. De gesimuleerde totale P-gift, de P-gift uit dierlijke mest en uit kunstmest zijn hoger (12% voor totale gift) dan de op de bedrijven vastgestelde giften. De gesimuleerde totaal-P- en ortho-P-concentraties zijn een aanzienlijk stuk hoger dan gemeten. De gesimuleerde DOC-concentraties op de zandgronden zijn significant lager dan de metingen in het grondwater. De gesimuleerde grondwaterstand ligt 26 cm minder diep dan de metingen op de LMM-bedrijven, ook dit verschil is significant. De resultaten voor stikstofgiften, nitraat concentraties en grondwaterstanden zijn vergelijkbaar met de eerdere validatieresultaten voor de periode t/m 2006 (Van der Salm *et al.*, 2009)

Tabel 1 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde waarden voor bedrijven met grondwatermetingen in de zandregio

Parameter	Eenheid	n	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Meting	Simulaties	Verskil	SE	Verskil ¹	SE
Dierlijk N	kg/ha/jr	1063	251	232	19	2	16	5
Kunstmest N	kg/ha/jr	1063	137	145	-8	2	-9	7
N gift	kg/ha/jr	1063	388	378	11	4	7	9
Dierlijk P	kg/ha/jr	1063	42	45	-3	1	-4	1
Kunstmest P	kg/ha/jr	1063	8	10	-2	0	-2	1
P gift	kg/ha/jr	1063	50	55	-5	1	-6	1
Nitraat	mg/l	1063	84	92	-8	2	-3	5
Ortho P	µg/l	1063	71	160	-89	12	-77	20
Totaal P	µg/l	1063	127	219	-92	13	-71	26
DOC	mg/l	959	31	16	14	1	10	3
Grondwater-stand	cm	1063	-136	-109	-26	1	-24	4

¹ verschillen die significant zijn en groter dan 10%, zijn vet weergegeven

In het kleigebied zijn minder waarnemingen (voornamelijk uit de periode 2002-2008), de resultaten zijn echter in grote lijnen vergelijkbaar (Tabel 2). De gesimuleerde stikstofgiften zijn iets lager dan de metingen maar de verschillen zijn niet significant. Het verschil in dierlijke N-

gift is wel significant. De verschillen in gesimuleerde en gemeten fosfaatgiften in de kleiregio zijn klein en niet significant. De gesimuleerde fosfaatconcentraties zijn in de kleiregio lager dan de gemeten concentraties dit in tegenstelling tot de zandregio waar de gesimuleerde concentraties juist hoger zijn dan de meetwaarden. De gesimuleerde DOC-concentraties zijn net als in de zandregio lager dan de gemeten waarden. Het absolute verschil (7 mg/l) is kleiner dan in de zandregio maar het relatieve verschil is vrij vergelijkbaar (44%).

Tabel 2 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde waarden voor bedrijven met grondwatermetingen in de kleiregio

Parameter	Eenheid	n	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Meting	Simulaties	Verschil	SE	Verschil	SE
Dierlijk N	kg/ha/jr	120	221	172	49	6	64	27
Kunstmest N	kg/ha/jr	120	141	170	-29	6	-19	12
N gift	kg/ha/jr	120	362	343	19	10	51	29
Dierlijk P	kg/ha/jr	120	36	33	3	1	2	6
Kunstmest P	kg/ha/jr	120	5	12	-6	1	-4	2
P gift	kg/ha/jr	120	42	45	-3	1	-2	5
Nitraat	mg/l	120	41	30	11	3	2	4
Ortho P	µg/l	120	251	170	80	40	186	92
Totaal P	µg/l	120	331	222	109	43	228	93
DOC	mg/l	120	18	11	7	2	8	2
Grondwater-stand	cm	120	-116	-95	-21	4	4	13

In de veenregio zijn een vergelijkbaar aantal waarnemingen beschikbaar als in de kleiregio. Ook in deze regio dateren de meeste waarnemingen van na 2002. In de veenregio zijn de stikstof en fosfaatgiften in STONE iets hoger dan de LMM-metingen. De verschillen zijn voor stikstof niet significant maar voor fosfaat wel. De iets hoger giften komen vooral voort uit hogere kunstmestgiften dan gemeten. Deze verschillen zijn zowel voor stikstof als fosfaat significant (Tabel 3).

Tabel 3 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde waarden voor bedrijven met grondwatermetingen in de veenregio

Parameter	Eenheid	n	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Meting	Simulaties	Verschil	SE	Verschil	SE
Dierlijk N	kg/ha/jr	113	244	225	20	6	13	10
Kunstmest N	kg/ha/jr	113	115	164	-49	7	-35	16
N gift	kg/ha/jr	113	359	389	-29	10	-22	19
Dierlijk P	kg/ha/jr	113	37	37	0	1	-1	2
Kunstmest P	kg/ha/jr	113	5	10	-5	1	-5	2
P gift	kg/ha/jr	113	42	47	-5	1	-6	3
Nitraat	mg/l	113	8	7	1	1	1	2
Ortho P	µg/l	113	513	322	190	59	257	123
Totaal P	µg/l	113	639	382	257	59	378	129
DOC	mg/l	113	64	14	50	3	47	5
Grondwater-stand	cm	113	-70	-48	-22	3	-21	3

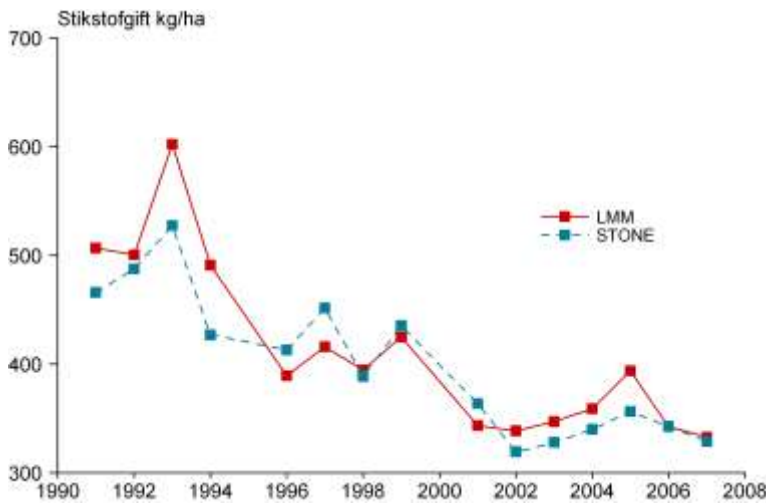
De gesimuleerde nitraatconcentraties zijn laag en komen goed overeen met de metingen. De gesimuleerde totaal-P en ortho-P concentraties in het grondwater in het veengebied zijn 50-60 % lager dan gemeten. De verschillen zijn significant. De gesimuleerde DOC-concentraties zijn eveneens veel lager dan gemeten. Net als in de zandregio zijn de gesimuleerde grondwaterstanden minder diep dan gemeten (-21 cm).

4.1.2 Trends in de zandregio

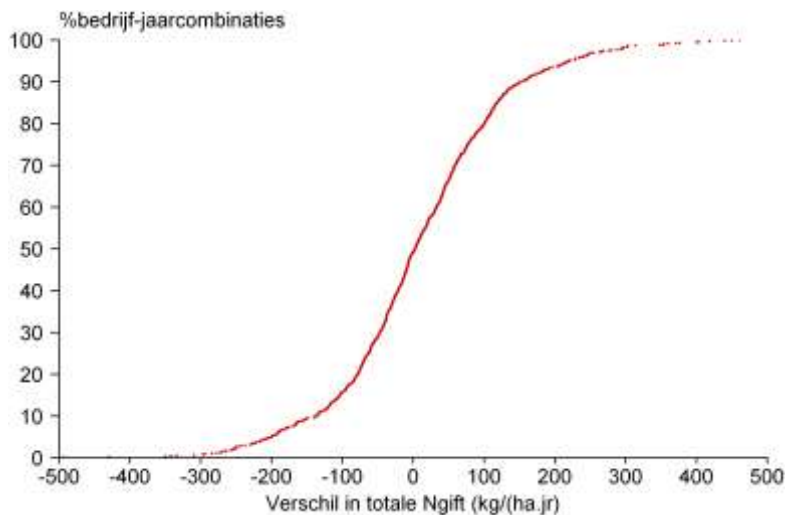
Omdat de zandregio het meest gevoelig is voor nitraatuitspoeling en eutrofiering wordt aan deze regio speciale aandacht gegeven en wordt ook het jaarlijks verloop van giften en concentraties onderzocht.

Mestgiften

Voor de zandregio in Nederland komen de gemiddelde stikstofgiften op de LMM-bedrijven goed overeen met de giften die STONE voor deze bedrijven heeft gesimuleerd. De gemiddelde stikstofgift op de LMM-bedrijven lopen uiteen van meer dan 600 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in 1993 tot 340 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in 2002 (Figuur 3). STONE volgt globaal deze gemeten trend in gemiddelde mestgift. Verhoudingsgewijs grote verschillen tussen gemeten en gesimuleerde mestgiften treden vooral op in 1993, 1994.



Figuur 3 Tijdsverloop van gemiddelde stikstofgiften voor de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1991 en 2007

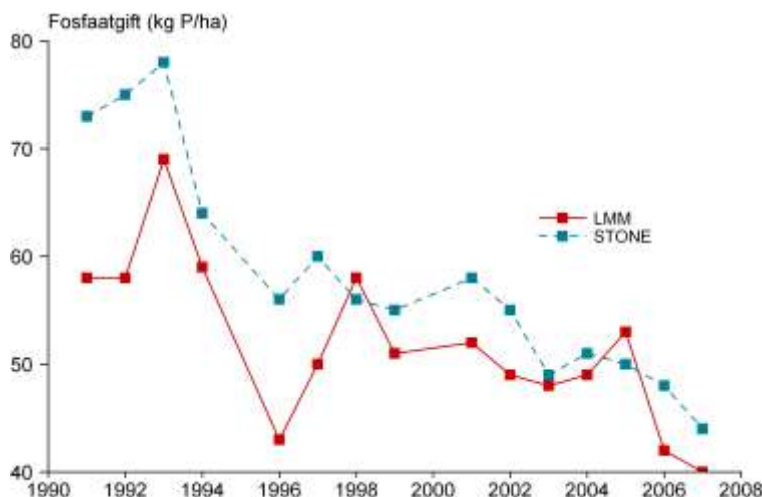


Figuur 4 Cumulatieve frequentieverdeling van het verschil tussen gemeten en gesimuleerde jaarlijkse N giften op bedrijfsniveau

Ondanks het feit dat de gemiddelde mestgift volgens STONE en LMM goed overeenkomen, kunnen de verschillen voor individuele bedrijven aanzienlijk zijn. De cumulatieve

frequentieverdeling van het verschil tussen gemeten en gesimuleerde giften geeft aan dat het mediane verschil tussen gemeten en gesimuleerde mestgiften $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ bedraagt (Figuur 4). Op 36% van de bedrijven bedragen de verschillen tussen gemeten en gesimuleerde mestgift meer dan $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

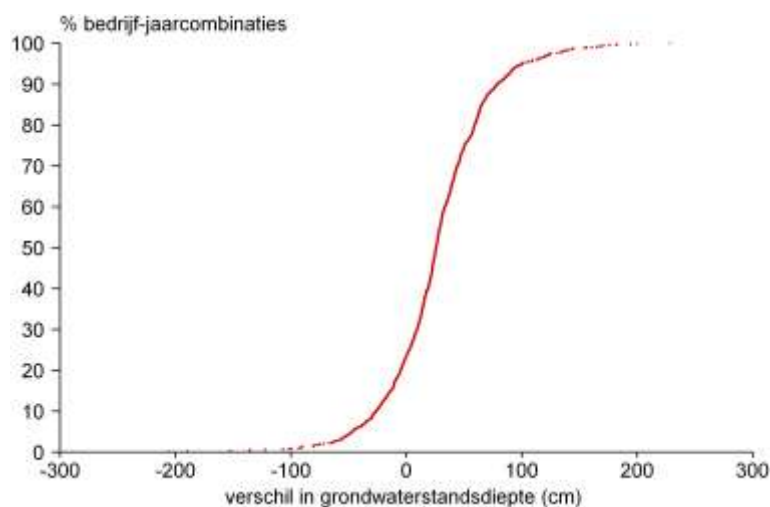
De door STONE gebruikte fosfaatgiften voor de LMM-bedrijven in de zandregio zijn hoger dan de op de LMM-bedrijven gemeten fosfaatgiften (Figuur 5). De grootste verschillen treden op in de periode tot 1998, daarna zijn de verschillen minder opvallend.



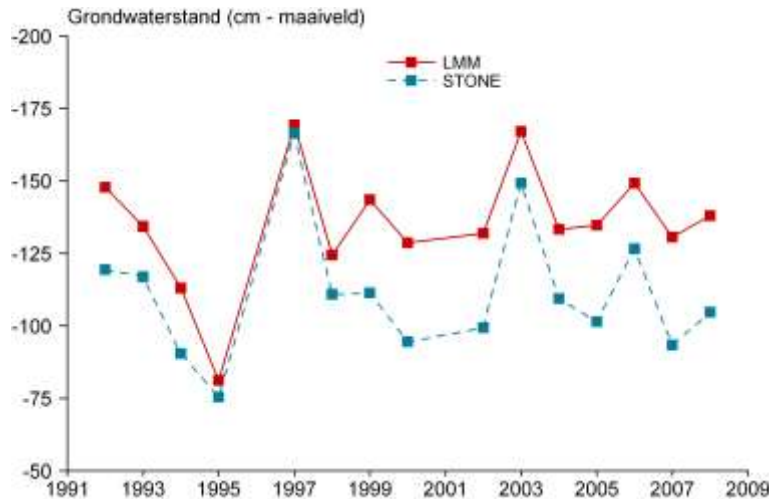
Figuur 5 Tijdsverloop van gemiddelde fosfaatgiften voor de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1991 en 2007

Grondwaterstanden

De grondwaterstand die is gesimuleerd door STONE is 24 cm ondieper dan vastgesteld door het LMM. De frequentieverdeling geeft aan dat het mediane verschil vergelijkbaar is met het gemiddelde verschil (Figuur 6). Op 7% van de bedrijven wordt een grondwaterstand gesimuleerd die binnen 5 cm van de gemeten stand ligt. Op 73% van de bedrijven wordt een diepere grondwaterstand gevonden dan door STONE wordt voorspeld (simulaties geven dus aan dat het bedrijf natter is dan gemeten). Op 20% van de bedrijven ligt de grondwaterstand minder diep dan gesimuleerd.



Figuur 6 Cumulatieve frequentieverdeling van het verschil tussen gemeten en gesimuleerde diepte van de grondwaterstand op bedrijfsniveau

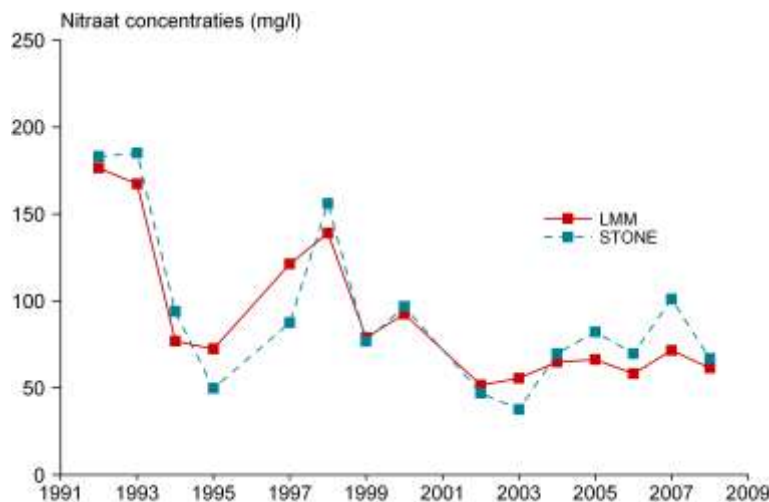


Figuur 7 Tijdsverloop van gemiddelde grondwaterstanden voor de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

De fluctuaties in de jaarlijkse gemeten en gesimuleerde grondwaterstanden hangen duidelijk met elkaar samen (Figuur 7). In extreem droge en natte jaren zijn de verschillen tussen de gemeten en gesimuleerde grondwaterstanden geringer dan in gemiddelde jaren.

Nitraatconcentraties

Voor de zandregio van Nederland komen de gemiddelde nitraatconcentraties op de LMM bedrijven goed overeen met de concentraties die STONE voor deze bedrijven simuleert. De gemiddelde nitraatconcentraties op de LMM-bedrijven lopen uiteen van meer dan 170 mg l⁻¹ in 1992 tot 46 mg l⁻¹ in 2002 (Figuur 8). STONE volgt globaal deze gemeten trend in gemiddelde concentraties. Net als voor de totale stikstofgift is er geen significant verschil tussen metingen en simulaties.



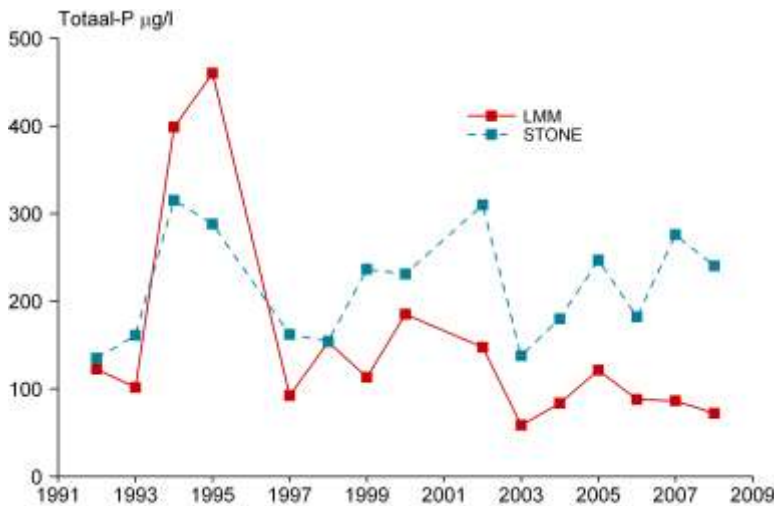
Figuur 8 Tijdsverloop van gemiddelde nitraatconcentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

Fosfaatconcentraties

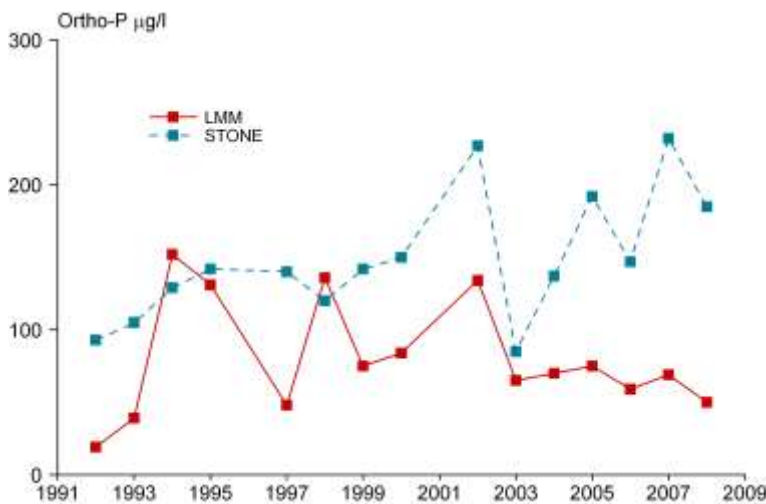
De gemeten totaal-P-concentraties in het grondwater zijn over het algemeen lager dan door STONE berekend (Figuur 9). Een uitzondering is de gemeten piek in totaal-P-concentratie in 1994 en 1995 waarbij het model de concentraties onderschat (Figuur 9). Vanaf 2000

vertonen de fosfaatmetingen een licht dalende trend. Deze trend wordt niet gereproduceerd door het model dat juist een licht stijgende trend aangeeft. De gemeten totaal-P-concentraties zijn in deze periode duidelijk lager dan de gesimuleerde.

De gemeten ortho-P-concentraties in het grondwater zijn ook over het algemeen lager dan door STONE gesimuleerd (Figuur 10). De STONE-berekeningen vertonen gedurende de meetperiode van 1992 t/m 2008 een licht stijgende lijn. De metingen vertonen tot 2002 ook een dergelijke lichte stijging maar vanaf 2003 stijgen de concentraties niet meer en liggen op een wat lager niveau dan voorheen.



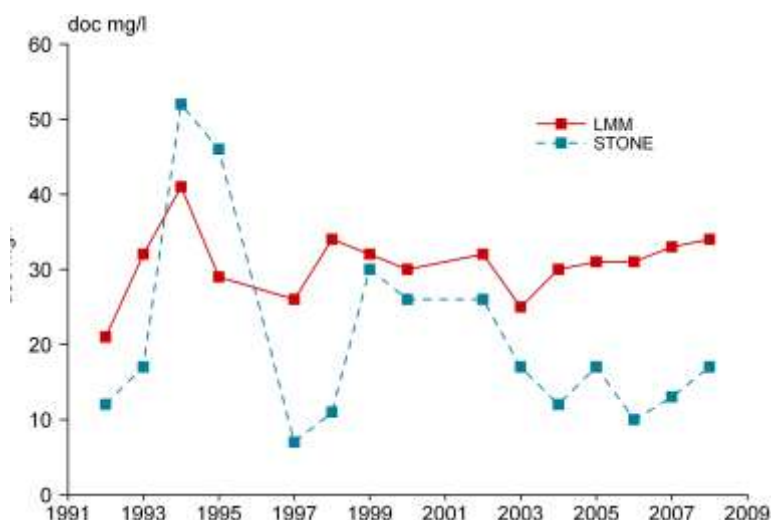
Figuur 9 Tijdsverloop van gemiddelde totaal-P-concentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008



Figuur 10 Tijdsverloop van gemiddelde ortho-P-concentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

DOC-concentraties

De gesimuleerde DOC-concentraties vertonen een sterke fluctuatie in de tijd (Figuur 11). In 1994 en 1995 wordt een duidelijke piek in DOC-concentraties gesimuleerd, gevolgd door lage waarden in 1997 en 1998. Vanaf 1999 wordt een geleidelijke daling gesimuleerd. De metingen vertonen een veel geringere variatie in de tijd en liggen vanaf 1997 altijd hoger dan de simulaties. Gemiddeld genomen is de gemeten DOC-concentratie dan ook hoger dan de gesimuleerde.



Figuur 11 Tijdsverloop van gemiddelde DOC-concentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

4.1.3 Grondwaterlichamen

Naast de overeenkomst tussen STONE en LMM in de zandregio is ingezoomd op de verschillende grondwaterlichamen door de LMM-metingen in deze grondwaterlichamen te vergelijken met de modelberekeningen voor de betreffend bedrijven. De validatie voor de grondwaterlichamen is beperkt tot de hele meetperiode en er is geen aandacht besteed aan de tijdtrends in metingen en simulaties. De reden hiervoor is dat in de meeste grondwaterlichamen het aantal bedrijven per jaar beperkt is. Bij zo'n kleine steekproef is de kans groot dat de gevonden verschillen niet representatief zijn voor het gehele grondwaterlichaam (zie ook beperkingen validatie in par. 3.3).

Mestgift

Voor de zand- en kleiregio zagen we dat de totale N-gift in STONE en de gemeten totale N-gift niet significant verschilden. De dierlijke N-gift in STONE was significant lager. De kunstmestgiften in STONE waren in de zand- en kleiregio resp. 7 en 13% hoger dan de metingen maar de verschillen waren niet significant.

In lijn met de bevindingen voor de hele zand- en kleiregio zien we dat voor alle grondwaterlichamen de gesimuleerde kunstmest-N-giften iets hoger zijn dan de gemeten waarden. De verschillen zijn significant voor de kleiregio in het grondwaterlichaam van de Maas en Rijn west (Tabel 4).

Tabel 4 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde N-gift ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) in de vorm van kunstmest voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Maas	147	113	174	-62	6	-44	14
	Rijn midden	58	136	179	-43	11	-24	20
	Rijn oost	72	145	169	-24	8	-3	17
	Rijn west	51	110	180	-69	7	-74	16
Krijt	Schelde	25	140	131	9	13	-1	19
	Limburg	13	245	254	-9	18	3	31
Zand	Eems	160	129	127	2	6	-1	10
	Maas	264	118	121	-3	5	-6	9
	Rijn midden	71	144	166	-22	9	-25	17
	Rijn noord	119	125	162	-38	8	-32	17
	Rijn oost	551	148	154	-6	3	-1	7

De gesimuleerde N-gift uit dierlijke mest is in bijna alle grondwaterlichamen lager dan volgens de metingen (Tabel 5). De verschillen lopen uit een van 12 kg N ha⁻¹jr⁻¹ in het zandgebied van Rijn oost tot 88 kg ha⁻¹jr⁻¹ in het kleigebied van het grondwaterlichaam Schelde. Na correctie zijn de verschillen resp. 8 en 93 kg ha⁻¹jr⁻¹. In het kleigebied van Rijn west is de gesimuleerde N-gift uit dierlijke mest hoger dan de gemeten gift.

Tabel 5 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde N-gift uit organische mest (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/veen	Maas	147	235	211	24	5	21	8
	Rijn midden	58	241	225	16	7	21	15
	Rijn oost	72	237	224	13	5	9	7
	Rijn west	51	229	243	-14	9	-30	17
	Schelde	25	254	166	88	15	93	18
Krijt	Limburg	13	101	103	-2	11	15	19
Zand	Eems	160	159	113	46	7	41	13
	Maas	264	279	249	29	6	26	13
	Rijn midden	71	299	271	28	9	33	22
	Rijn noord	119	230	202	28	5	16	*
	Rijn oost	551	259	247	12	3	8	8

De afwijkingen in kunstmest en dierlijke mest compenseren elkaar voor een deel. De totale N gift is echter duidelijk (significant) hoger dan gemeten in de kleiregio van Rijn west en lager dan gemeten in de kleiregio van Schelde (Tabel 6).

Tabel 6 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totale N-gift (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/veen	Maas	147	347	385	-38	9	-29	16
	Rijn midden	58	377	404	-27	15	-2	29
	Rijn oost	72	382	393	-11	10	1	20
	Rijn west	51	339	423	-84	13	-109	26
	Schelde	25	395	298	97	21	96	24
Krijt	Limburg	13	245	254	-9	18	3	31
Zand	Eems	160	288	240	48	10	41	21
	Maas	264	397	370	27	9	20	18
	Rijn midden	71	443	437	6	12	12	28
	Rijn noord	119	354	365	-10	11	-2	24
	Rijn oost	551	407	401	6	5	6	10

De gesimuleerde P-giften via kunstmest zijn in de meeste grondwaterlichamen iets hoger dan gemeten (Tabel 7). De grootste verschillen worden gevonden voor Limburg en de kleiregio van Rijn west (-7 kg P ha⁻¹jr⁻¹). In het kleigebied van Schelde is de gesimuleerde fosfaatgift iets lager dan de metingen. De fosfaatgift uit organische mest is voor een aantal grondwaterlichamen ook iets hoger dan gemeten (Tabel 8). De grootste verschillen worden hier gevonden voor de kleiregio van Rijn west (-14 kg P ha⁻¹jr⁻¹). Daarnaast zijn ook in de zandregio in de grondwaterlichamen van Maas, Rijn midden en oost de giften hoger dan de meetwaarden. De gesimuleerde totale P-gift is significant hoger in de grondwaterlichamen van Maas (zand – en klei), Rijn west in de kleiregio en Rijn midden en oost in de zandregio (Tabel 9). Het grootste verschil (-21 kg P ha⁻¹ jr⁻¹) werd gevonden voor Rijn west in de kleiregio. In het grondwaterlichaam van de Schelde was de gesimuleerde gift significant lager dan gemeten.

Tabel 7 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde P-gift ($kg\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) via kunstmest voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Maas	147	3	9	-6	1	-5	2
	Rijn midden	58	7	10	-3	1	3	4
	Rijn oost	72	9	11	-3	1	-1	2
	Rijn west	51	4	9	-5	1	-7	2
	Schelde	25	10	8	2	2	6	5
Krijt	Limburg	13	8	17	-8	3	-7	4
Zand	Eems	160	10	13	-3	1	-3	1
	Maas	264	4	7	-2	0	-2	1
	Rijn midden	71	5	7	-2	1	-2	1
	Rijn oost	551	8	10	-2	0	-1	1
	Rijn noord	119	7	12	-5	1	-5	2

Tabel 8 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde P-gift ($kg\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) uit organische mest voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Maas	147	36	36	0	1	4 *	
	Rijn midden	58	37	39	-1	1	0	2
	Rijn oost	72	37	37	0	1	0	1
	Rijn west	51	36	46	-10	2	-14	4
	Schelde	25	43	34	9	3	9	3
Krijt	Limburg	13	23	22	0	2	1	3
Zand	Eems	160	32	25	7	1	6	3
	Maas	264	47	50	-3	1	-5	3
	Rijn midden	71	46	52	-6	2	-7	5
	Rijn oost	551	42	47	-5	1	-7	2
	Rijn noord	119	36	35	1	1	-1 *	

Tabel 9 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totale P-gift ($kg\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor de grondwaterlichamen in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Maas	147	40	46	-6	1	-5	2
	Rijn midden	58	45	49	-4	2	3	6
	Rijn oost	72	46	48	-2	1	-2	3
	Rijn west	51	40	55	-15	2	-21	5
	Schelde	25	53	42	11	3	14	5
Krijt	Limburg	13	31	39	-8	4	-5	6
Zand	Eems	160	42	39	4	1	4	3
	Maas	264	51	56	-5	1	-7	3
	Rijn midden	71	51	59	-8	2	-10	4
	Rijn noord	119	43	47	-4	1	-3	2
	Rijn oost	551	50	57	-7	1	-8	2

Nitraatconcentraties

De door STONE berekende nitraatconcentraties zijn voor de grondwaterlichamen in het kleigebied en in Limburg niet significant verschillend van de van de gemeten waarden (Tabel 10). In de zandregio liggen de gesimuleerde concentraties in het grondwaterlichamen van de Eems lager (22 mg/l na correctie). In de grondwaterlichamen van Rijn noord en Maas worden hogere waarden gesimuleerd dan gemeten.

Tabel 10 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde nitraat-concentraties (mg/l) voor de grondwaterlichamen in het zandgebied in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Maas	182	10	10	0	1	-1	1
	Rijn midden	62	18	15	4	2	4	4
	Rijn oost	85	5	8	-2	1	-2	2
	Rijn west	57	32	31	0	5	-12	13
	Schelde	30	53	70	-17	11	-17	18
Krijt	Limburg	18	40	25	16	8	1	9
Zand	Eems	180	80	55	25	4	22	7
	Maas	387	127	162	-36	5	-26	14
	Rijn midden	103	67	62	5	6	7	15
	Rijn oost	701	83	82	1	3	8	6
	Rijn noord	148	40	73	-33	4	-31	8

Fosfaatconcentraties

In zes van de elf onderscheidde grondwaterlichamen zijn de gesimuleerde totaal-P-concentraties hoger dan gemeten (Tabel 11). Significant hogere waarden werden echter alleen gevonden in de zandregio van Maas en Rijn oost. In twee grondwaterlichamen zijn de gesimuleerde waarden significant lager dan gemeten: kleiregio van Maas en Rijn oost. Voor ortho-P werden vergelijkbare afwijkingen gevonden (Tabel 12). In de zandregio van het grondwaterlichaam Maas en Rijn-oost waren de gesimuleerde waarden significant hoger dan de metingen. In de kleiregio van Maas en Rijn oost werden net als voor totaal-P significant hogere waarden gemeten dan gesimuleerd.

Tabel 11 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totaal-P-concentraties ($\mu\text{g/l}$) voor de grondwaterlichamen in het zandgebied in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Maas	182	623	344	280	42	347	89
	Rijn midden	62	255	336	-81	40	-103	62
	Rijn oost	85	846	260	586	108	585	146
	Rijn west	57	254	321	-67	36	-74	81
	Schelde	30	195	215	-19	62	24	100
Krijt	Limburg	18	650	435	215	173	401	244
Zand	Eems	180	154	165	-11	20	6	39
	Maas	387	89	237	-148	21	-125	32
	Rijn midden	103	177	184	-7	25	-16	40
	Rijn oost	701	113	212	-98	14	-85	25
	Rijn noord	148	155	227	-72	65	-38	126

Tabel 12 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde ortho-P-concentraties ($\mu\text{g/l}$) voor de grondwaterlichamen in het zandgebied in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Maas	182	489	286	203	39	289	95
	Rijn midden	62	185	240	-55	37	-80	60
	Rijn oost	85	743	224	518	105	522	145
	Rijn west	57	162	184	-22	28	-28	53
	Schelde	30	100	190	-90	53	-42	84
Krijt	Limburg	18	515	374	141	133	300	184
Zand	Eems	180	75	129	-54	15	-44	23
	Maas	387	56	195	-139	20	-118	32
	Rijn midden	103	104	92	12	18	14	26
	Rijn oost	701	62	143	-80	12	-76	19
	Rijn noord	148	100	185	-86	52	-60	94

DOC-concentraties

De gesimuleerde DOC concentraties liggen in bijna alle grondwaterlichamen lager dan de gemeten waarden (Tabel 13). Een uitzondering wordt gevormd door het zandgebied in Rijn midden. In de gebieden waar de concentraties worden onderschat lopen de verschillen uiteen van 6 mg/l in het zandgebied van Rijn oost tot 33 mg/l in het kleigebied van het grondwaterlichaam van Rijn midden.

Tabel 13 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde DOC-concentraties (mg/l) voor de grondwaterlichamen in het zandgebied in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Maas	182	45	11	35	2	32	4
	Rijn midden	60	62	25	37	5	33	7
	Rijn oost	85	46	12	35	3	28	5
	Rijn west	55	33	30	3	4	5	7
	Schelde	30	20	7	13	2	14	4
Krijt	Limburg	18	11	5	5	2	8	2
Zand	Eems	156	39	13	25	1	26	2
	Maas	363	26	12	14	1	13	2
	Rijn midden	99	24	25	-1	3	-3	5
	Rijn oost	625	31	19	12	1	6	6
	Rijn noord	142	34	11	23	2	21	3

Grondwaterstanden

De door STONE berekende diepte van de grondwaterstand is voor alle grondwaterlichamen ondieper dan gemeten (Tabel 14). Dit is in lijn met het landelijke beeld waar uit bleek dat op 70% van de bedrijven de grondwaterstand ondieper werd berekend. De verschillen tussen gemeten en gesimuleerde grondwaterstanden zijn het kleinst in het grondwaterlichaam voor het zandgebied in Rijn midden en het grootst in de zandregio van het grondwaterlichaam van de Maas.

Tabel 14 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde grondwaterstanden (cm) voor de grondwaterlichamen in het zandgebied in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Maas	182	-79	-66	13	3	11	5
	Rijn midden	62	-82	-61	21	4	19	5
	Rijn oost	85	-103	-82	21	5	21	7
	Rijn west	57	-108	-79	29	5	32	7
	Schelde	30	-131	-110	21	5	23	7
Krijt	Limburg	18	-163	-131	31	6	34	*
Zand	Eems	180	-132	-113	20	3	18	6
	Maas	387	-151	-116	35	3	33	5
	Rijn midden	103	-126	-117	9	6	-1	13
	Rijn oost	701	-132	-104	28	1	26	3
	Rijn noord	148	-138	-122	17	4	15	8

Samenvatting

In Tabel 15 staat een overzicht van de geconstateerde verschillen en hun significantie. De simulaties van fosfaat- en DOC-concentraties vertonen het vaakst grote significant afwijkingen van de metingen. Voor de mestgiften en nitraatconcentraties zijn de afwijkingen beperkter.

Tabel 15 Relevantie¹ van geconstateerde verschillen tussen LMM-metingen in het grondwater en STONE simulaties voor de verschillende grondwaterlichamen

		Bemesting		Concentraties			GWS	
		N	P	NO ₃	Tot-P	Ortho-P		DOC
Klei/ veen	Maas	0	--	-	++	++	++	--
	Rijn midden	0	0	+	-	-	++	--
	Rijn oost	0	0	-	++	++	++	--
	Rijn west	--	--	-	-	-	0	--
	Schelde	++	++	-	+	-	++	--
Krijt	Limburg	0	-	0	+	+	++	--
Zand	Eems	+	0	++	0	-	++	--
	Maas	0	--	--	--	--	++	--
	Rijn oost	0	--	+	--	--	+	--
	Rijn midden	0	0	0	0	+	0	0
	Rijn noord	0	--	--	-	-	++	--

¹ ++ = groter dan 10% en gecorrigeerd significant, ---= absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd significant; 0 = (absoluut) kleiner dan 10%, + = groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant, -= absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant

Op nationale schaal komen voor de zand- en kleiregio de gemiddelde gesimuleerde stikstofmestgiften en stikstofconcentraties goed overeen met de metingen. Indien ingezoomd wordt naar het niveau van het grondwaterlichaam is de overeenkomst minder goed. De verschillen tussen gemeten en gesimuleerde stikstofgiften lopen op tot 63% van de gemeten waarden. Voor de concentraties lopen verschillen zelfs op tot 78% van de meetwaarden. De verschillen tussen gemeten en gesimuleerde grondwaterstanden zijn vergelijkbaar met die op de nationale schaal, waarbij wel opvalt dat de verschillen tussen metingen en simulaties in het zuiden van Nederland groter zijn dan in het noorden.

Op nationale schaal waren voor de zandregio de gesimuleerde P-giften en -concentraties hoger dan de gemeten waarden. In groten lijnen wordt dit beeld bevestigd voor de verschillende grondwaterlichamen in de zandregio. Voor de kleiregio waren landelijk de gesimuleerde concentraties lager dan de metingen. Wanneer ingezoomd wordt naar de regio blijkt dat voor de helft van de grondwaterlichamen in de kleiregio en in Limburg de gesimuleerde concentraties inderdaad significant lager zijn dan de metingen. Voor een aantal grondwaterlichamen in de kleiregio zijn de gesimuleerde concentraties hoger dan de metingen maar deze verschillen zijn nooit significant. De gesimuleerde DOC-concentraties zijn in bijna alle grondwaterlichamen lager dan de gemeten waarden, dit komt overeen met de landelijke cijfers voor de zand- en kleiregio.

4.1.4 Bedrijfstypen

Mestgift

De met STONE berekende N kunstmestgiften zijn voor de meeste categorieën bedrijven hoger dan volgens de opgaven van de bedrijfsvoerders van de LMM-bedrijven (Tabel 16). Een uitzondering vormt de categorie melkveebedrijven waar de gemeten bemesting vrijwel gelijk is aan de berekende gift. De afwijking is in de kleiregio het grootst voor de categorie overig en het kleinst voor melkvee bedrijven. In de zandregio is de afwijking het grootst voor hokdier bedrijven. De afwijking in dierlijke mestgift (Tabel 17) zijn in de meeste gevallen niet significant. Alleen voor melkveebedrijven in de kleiregio en hokdierbedrijven in de zandregio zijn de verschillen significant. Voor beide categorieën berekent STONE een lagere dierlijke mestgift dan gemeten. Deze verschillen compenseren enigszins de hogere cijfers voor kunstmest die STONE hanteert. Het verschil tussen de gemeten en gesimuleerde totale stikstofgiften is daarom voor de meeste bedrijfstypen niet significant (Tabel 18). Een uitzondering vormen de melkvee bedrijven op klei en zand waar de gemeten totale stikstofgiften significant hoger zijn dan de gesimuleerde cijfers.

Tabel 16 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde kunstmest N-gift ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor de bedrijfstypen in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	136	153	-17	8	-23	12
	melkvee	85	155	172	-17	7	-2	13
	overig	15	70	183	-113	14	-102	25
Veen	melkvee	113	115	164	-49	7	-35	16
Zand	akker	212	96	113	-17	3	-17	7
	hokdier	33	37	102	-65	11	-67	13
	melkvee	712	161	159	2	3	4	8
	niet LMM	10	48	119	-71	21	-73	*
	overig	98	95	134	-39	8	-43	13

Tabel 17 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde stikstofgift uit dierlijke mest ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor de bedrijfstypen in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	102	83	18	13	9	21
	melkvee	85	256	193	63	7	72	27
	overig	15	191	181	10	21	32	35
Veen	melkvee	113	244	225	20	6	17	*
Zand	akker	212	137	130	7	6	6	12
	hokdier	33	243	246	-3	20	*	*
	melkvee	712	288	261	26	3	23	6
	niet LMM	10	153	158	-5	35	10	39
	overig	98	244	247	-3	9	-10	13

Tabel 18 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totale stikstofgift ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor de bedrijfstypen in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	238	236	1	13	-15	19
	melkvee	85	410	364	46	10	77	28
	overig	15	261	365	-103	31	-69	48
Veen	melkvee	113	359	389	-29	10	-22	19
Zand	akker	212	233	243	-10	7	-11	15
	hokdier	33	280	348	-67	22	-34	*
	melkvee	712	449	420	29	5	26	10
	niet LMM	10	201	277	-76	53	-63	58
	overig	98	339	381	-42	13	-50	18

De met STONE berekende fosfaatkunstmest-giften zijn op bijna alle bedrijfstypen hoger dan gemeten (Tabel 19). De gevonden verschillen voor de verschillende bedrijfstypen zijn maximaal $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$. Uitzondering vormen de melkveebedrijven op zand waar de kunstmest P-gift lager is dan gemeten. De berekende P-gift uit organische mest ligt op bijna alle bedrijfstypen iets lager dan gemeten (Tabel 20). De gevonden verschillen voor de verschillende bedrijfstypen liggen tussen de -1 en $-9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$. Uitzondering vormen de melkveebedrijven op veen en zand en de overige bedrijven op zand, waar de organische P-gift lager is dan gemeten. De totale gesimuleerde fosfaatmestgift verschilt over het algemeen niet significant van de metingen (Tabel 21). Uitzonderingen vormen de melkveebedrijven op veen en zand en categorie overig op zand. Op deze drie categorieën is de gesimuleerde totale P-gift hoger dan de gemeten waarden.

Tabel 19 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde P-kunstmestgift (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor de bedrijfstypen in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	11	19	-8	2	-7	2
	melkvee	85	5	10	-6	1	-4	2
	overig	15	2	11	-9	1	-9	2
Veen	melkvee	113	5	10	-5	1	-5	2
Zand	akker	212	9	12	-3	1	-3	1
	hokdier	33	6	6	0	1	0	1
	melkvee	712	8	9	-1	0	-1	1
	niet LMM	10	4	9	-5	1	-5	1
	overig	98	5	8	-3	1	-3	1

Tabel 20 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde fosfaatgift uit dierlijke mest (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	24	19	5	3	4	5
	melkvee	85	40	36	4	1	2	7
	overig	15	31	34	-3	3	0	5
Veen	melkvee	113	37	37	0	1	-1	2
Zand	akker	212	32	29	3	1	2	3
	hokdier	33	64	48	17	4	9	3
	melkvee	712	44	49	-5	1	-8	2
	niet LMM	10	32	33	-1	7	2	7
	overig	98	44	49	-4	2	-6	2

Tabel 21 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde fosfaatgift (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1991-2007

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	35	37	-3	3	-3	5
	melkvee	85	45	46	-2	1	-2	6
	overig	15	33	45	-12	3	-9	6
Veen	melkvee	113	42	47	-5	1	-6	3
Zand	akker	212	41	41	0	1	-1	3
	hokdier	33	70	54	16	4	-1	*
	melkvee	712	52	59	-7	1	-9	2
	niet LMM	10	36	42	-6	7	-3	7
	overig	98	49	57	-7	2	-9	2

Nitraatconcentraties

De door STONE berekende nitraatconcentraties zijn in de kleiregio lager dan gemeten met het LMM (Tabel 22), met uitzondering van de categorie overige bedrijven waar de simulaties iets hoger zijn dan gemeten. Geen van de geconstateerde verschillen in de kleiregio is echter significant na correctie voor de steekproefopzet. In de veenregio waren de verschillen tussen simulatie en meting klein en niet significant. In de zandregio zijn de simulatieresultaten voor akkerbouw en hokdierbedrijven lager dan de metingen. Voor de andere bedrijfstypen worden hogere waarden gesimuleerd dan gemeten. De verschillen in de zandregio zijn alleen significant voor de akkerbouwbedrijven.

Tabel 22 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde nitraatconcentraties (mg l-1) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	46	21	25	8	10	10
	melkvee	88	45	33	12	4	4	6
	overig	17	24	28	-4	7	-7	*
Veen	melkvee	114	8	7	1	1	1	2
Zand	akker	221	86	64	22	4	22	7
	hokdier	100	134	118	17	8	21	16
	melkvee	807	86	105	-19	3	-16	9
	niet LMM	11	93	120	-27	16	-28	18
	overig	125	105	116	-10	7	-5	10

Fosfaatconcentraties

De gesimuleerde totaal-P- (Tabel 23) en ortho-P- (Tabel 24) concentraties zijn in de klei- en veenregio over het algemeen lager dan gemeten. In de zandregio zijn de gesimuleerde concentraties vaak hoger dan gemeten. Significante verschillen worden echter alleen gevonden voor melkveebedrijven in de veen en kleiregio (lagere waarden dan gemeten) en akker en melkveebedrijven in de zandregio (hogere waarden dan gemeten).

Tabel 23 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde totaal-P-concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
klei	akker	20	548	232	316	216	590	430
	melkvee	88	286	207	79	33	177	57
	overig	17	254	233	21	36	23	51
veen	melkvee	114	643	381	262	59	378	128
zand	akker	221	125	341	-216	43	-180	71
	hokdier	100	136	211	-75	37	-71	61
	melkvee	807	120	183	-63	9	-57	14
	niet LMM	11	133	145	-12	39	-14	55
	overig	125	183	247	-64	54	-82	59

Tabel 24 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde ortho-P-concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
klei	akker	20	456	202	254	210	431	382
	melkvee	88	211	153	58	28	139	51
	overig	17	166	177	-11	24	-9	32
veen	melkvee	114	514	322	191	58	332	126
zand	akker	221	50	297	-247	37	-218	57
	hokdier	100	104	162	-59	35	-54	52
	melkvee	807	65	113	-48	8	-43	13
	niet LMM	11	63	114	-51	38	-75	61
	overig	125	135	190	-55	51	-60	57

DOC-concentraties

Voor alle bedrijfstypen in alle regio's zijn de gemeten DOC-concentraties hoger dan de gesimuleerde waarden (Tabel 25). Voor de meeste bedrijfstype zijn de verschillen significant; een uitzondering wordt gevormd door de overige bedrijven in de kleiregio en de melkveebedrijven in de zandregio.

Tabel 25 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde DOC-concentraties (mg l-1) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	20	10	4	6	2	5	2
	melkvee	87	20	13	7	2	9	3
	overig	17	19	12	7	4	6	*
Veen	melkvee	114	64	14	50	3	47	5
Zand	akker	205	32	15	17	1	18	2
	hokdier	98	28	16	12	2	15	3
	melkvee	706	30	18	11	1	5	6
	niet LMM	10	20	7	12	6	15	7
	overig	119	28	16	12	2	9	3

Grondwaterstanden

De door STONE berekende grondwaterstanden zijn bij de meeste bedrijfscategorieën hoger dan gemeten. Een uitzondering is de categorie overig in de kleiregio. Daarnaast zijn de verschillen op de akkerbouwbedrijven in de kleiregio en de 'niet LMM'-bedrijven in de zandregio niet significant. De afwijking varieert van 19 cm op melkveebedrijven in de kleiregio tot akkerbouwbedrijven tot 37 cm op bedrijven in de categorie overig in de zandregio (Tabel 26).

Tabel 26 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde grondwaterstanden (cm- mv) voor de bedrijfstypen in het zandgebied in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
klei	akker	20	-138	-114	24	6	20	11
	melkvee	88	-117	-96	21	5	19	5
	overig	17	-75	-78	-3	5	-3	8
veen	melkvee	114	-71	-48	22	3	21	4
zand	akker	221	-136	-111	25	3	25	6
	hokdier	100	-135	-112	23	5	24	7
	melkvee	807	-135	-109	26	2	21	4
	niet LMM	11	-146	-104	42	19	28	23
	overig	125	-142	-109	33	4	37	6

Samenvatting

Net als bij de grondwaterlichamen worden er bij de bedrijfstypen aanzienlijke verschillen gevonden tussen gemeten en gesimuleerde waarden. Bij de mestgiften werden verschillen in gemiddelde giften gevonden tot 31%. In de nitraatconcentratie werden verschillen gevonden van 5-62 %, deze verschillen zijn beperkt ten opzichte van de verschillen die gevonden worden bij de DOC-concentraties (17-75%) en fosfaat (5-436%). In Tabel 27 staat een overzicht van de geconstateerde verschillen en hun significantie. De verschillen tussen gemeten en gesimuleerde stikstofgiften zijn op de melkveebedrijven in de kleiregio en de categorie overig in de zandregio groter dan -10% en significant. De gesimuleerde totale fosfaatgift is op de melkveebedrijven in de veen- en zandregio en op de overige bedrijven in de zandregio significant hoger dan de metingen. De afwijkingen in nitraatconcentraties zijn voor de meeste bedrijfstypen groter dan 10% maar zijn alleen significant voor de akkerbouwbedrijven in de zandregio. In de kleiregio zijn de gemeten fosfaatconcentraties in de meeste categorieën meer dan 10% hoger dan de simulatieresultaten. In de zandregio zijn de gemeten concentraties juist lager dan de gesimuleerde waarden. De gemeten DOC-concentraties zijn op bijna alle bedrijfstypen hoger dan de gesimuleerde waarden.

Tabel 27 Relevantie¹ van geconstateerde verschillen tussen LMM-metingen in het grondwater en STONE simulaties voor de verschillende bedrijfstypen

		Bemesting		Concentraties			GWS	
		N	P	NO ₃	Tot-P	Ortho-P		DOC
Klei	akker	0	0	+	+	++	++	-
	melkvee	++	0	0	++	++	++	--
	overig	-	-	-	0	0	+	0
Veen	melkvee	0	--	+	++	++	++	--
Zand	akker	0	0	++	--	--	++	--
	hokdier	-	0	+	-	-	++	--
	melkvee	0	--	-	--	--	+	--
	niet LMM	-	0	-	-	-	++	-
	overig	--	--	0	-	-	++	--

¹ ++ = groter dan 10% en gecorrigeerd significant, -- = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd significant; 0 = (absoluut) kleiner dan 10%, + = groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant, - = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant

4.2 Drainwater

Drainwaterconcentraties worden in de herfst-winterperiode gemeten over de jaargrens heen. Drainwaterconcentraties uit deze periode worden in het LMM gerelateerd aan de mestgift van het jaar waarin de herfst valt. Hierdoor zijn voor drainwaterconcentraties mestgiften bekend uit het jaar van meting en worden mestgiften en drainwaterconcentraties voor dezelfde periode weergegeven. Voor dit rapport zijn de drainwaterconcentraties per jaar gemiddeld. Hierdoor worden ook concentraties voor 2009 gegeven.

4.2.1 Gemiddelden voor de zand- en kleiregio

Voor de zandregio werden op bedrijven waar drainwater gemeten is significant hogere N- en P giften gemeten dan in STONE gebruikt worden (Tabel 28). De gesimuleerde nitraatconcentraties zijn 10 mg/l hoger dan de metingen. Dit verschil is echter niet significant. Voor ortho-P en totaal-P worden aanzienlijk hogere concentraties gesimuleerd dan gemeten. De verschillen zijn echter evenmin significant. De DOC-metingen zijn net als bij grondwater hoger dan de simulatieresultaten. Dit verschil is significant.

Tabel 28 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde waarden voor bedrijven met drains in de zandregio in de periode 2004-2008

Parameter	Eenheid	n	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Meting	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Dierlijk N	kg/ha/jr	43	182	150	33	7	34	12
Kunstmest N	kg/ha/jr	43	117	108	10	8	15	16
N gift	kg/ha/jr	43	299	257	42	10	39	15
Dierlijk P	kg/ha/jr	43	17	32	-15	2	-16	4
Kunstmest P	kg/ha/jr	43	35	10	24	2	26	*
P gift	kg/ha/jr	43	52	42	9	3	9	3
Nitraat	mg/l	43	66	73	-7	8	-10	14
Ortho P	µg/l	43	137	296	-159	107	-190	177
Totaal P	µg/l	43	156	326	-170	109	-213	180
DOC	mg/l	43	36	12	24	4	23	7

De relatief grote verschillen tussen metingen en simulaties in de zandregio en de beperkte significantie van deze verschillen wordt sterk bepaald door het geringe aantal waarnemingen. Het aantal beschikbare bedrijf-jaar combinaties voor de zandregio is klein (43) en de metingen zijn beperkt tot de periode 2004-2008. Het beperkte aantal bedrijven leidt al snel tot grote

verschillen tussen simulaties en metingen doordat individuele bedrijven door de geografische onnauwkeurigheid van STONE moeilijk gesimuleerde kunnen worden.

In de kleiregio worden net als in de zandregio lagere totale N- en P-giften gesimuleerd dan gemeten (Tabel 29). De verschillen zijn zowel voor N als P significant. De gesimuleerde nitraatconcentraties liggen in de drains in de kleiregio gemiddeld 14 mg/l lager dan de metingen aangeven. De fosfaatconcentraties zijn iets hoger dan de drainwatermetingen aangeven. Voor ortho-P en totaal-P worden verschillen gevonden van -24 µg/l en -13 µg/l. De gevonden verschillen zijn niet significant.

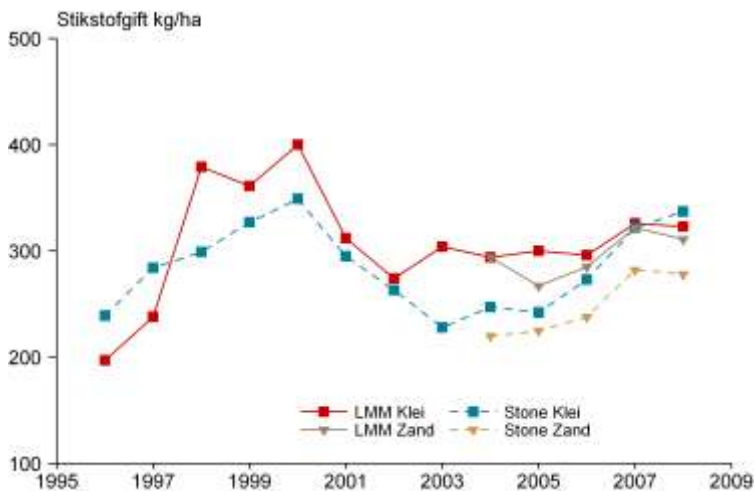
Tabel 29 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde waarden voor bedrijven met drains in de kleiregio

Parameter	Eenheid	n	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Meting	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Dierlijk N	kg/ha/jr	403	168	129	39	4	39	7
Kunstmest N	kg/ha/jr	403	157	171	-14	3	-10	8
N gift	kg/ha/jr	403	325	300	25	6	26	13
Dierlijk P	kg/ha/jr	403	26	25	0	1	2	2
Kunstmest P	kg/ha/jr	403	30	16	14	1	15	1
P gift	kg/ha/jr	403	56	41	14	1	16	3
Nitraat	mg/l	403	39	25	13	2	14	4
Ortho P	µg/l	403	200	226	-26	13	-24	27
Totaal P	µg/l	403	257	273	-17	17	-13	35
DOC	mg/l	403	13	11	2	1	2	1

4.2.2 Trends in de zand- en kleiregio

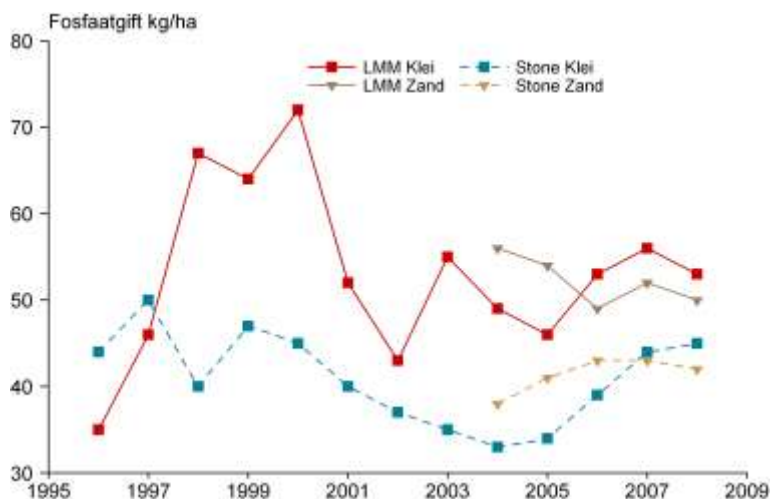
Mestgiften

Voor de bedrijven met drains in de kleiregio in Nederland liggen de gemiddelde stikstofgiften op de LMM-bedrijven iets hoger dan de giften die STONE voor deze bedrijven heeft gebruikt. De gemiddelde stikstofgift op de LMM-bedrijven lopen uiteen van meer dan 400 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in 2000 tot 197 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in 1996 (Figuur 12). STONE volgt globaal deze gemeten trend in gemiddelde mestgift. Het verschil tussen het gemiddelde van de metingen en de simulaties is nog net significant bij klei. Het verschil wordt vooral veroorzaakt door een hogere gift van stikstof via organische mest. In de zandregio liggen de gemeten giften ook hoger dan de gesimuleerde giften



Figuur 12 Tijdsverloop van gemiddelde stikstofgiften gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1996 en 2007

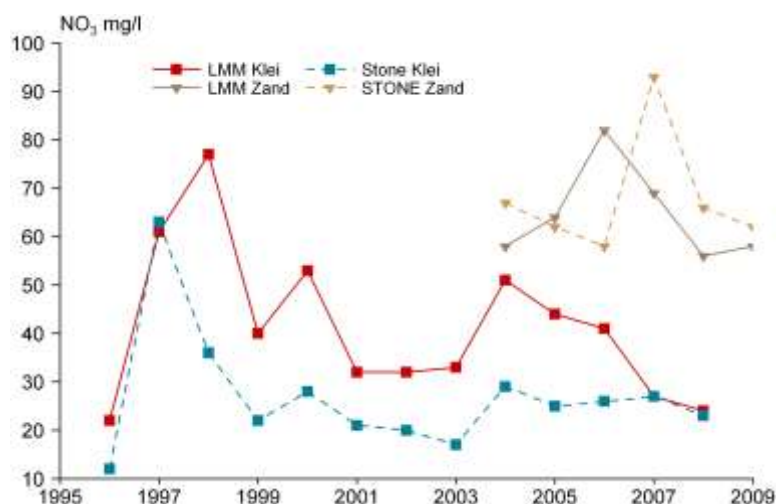
De door STONE gesimuleerde fosfaatgiften voor de LMM-bedrijven met drains in de kleiregio zijn lager dan de op de LMM-bedrijven gemeten fosfaatgiften (Figuur 13). Ook in de zandregio is de gesimuleerde P-gift lager dan de gemeten P-gift. Het verloop in de tijd is wel vrij vergelijkbaar met uitzondering van de piek in P-giften tussen 1998 en 2000, die door STONE niet wordt gesimuleerd.



Figuur 13 Tijdsverloop van gemiddelde fosfaatgiften gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1996 en 2008

Nitraatconcentraties

Voor de kleiregio zijn de gesimuleerde nitraatconcentraties in het drainwater over het algemeen lager dan de gemeten concentraties. De gemiddelde nitraatconcentraties op de LMM-bedrijven lopen uiteen van meer dan 77 mg l⁻¹ in 1998 tot 24 mg l⁻¹ in 2008 (Figuur 14). STONE volgt globaal deze gemeten trend in gemiddelde concentraties maar de concentraties liggen lager. Het gemiddelde verschil in nitraatconcentraties tussen LMM en STONE bedraagt 14 mg l⁻¹.

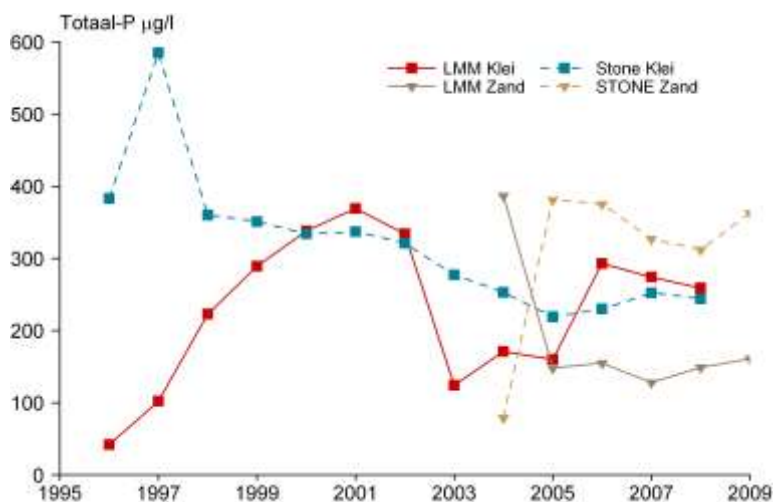


Figuur 14 Tijdsverloop van gemiddelde nitraatconcentratie in drainwater in de Nederlandse zand- en kleiregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

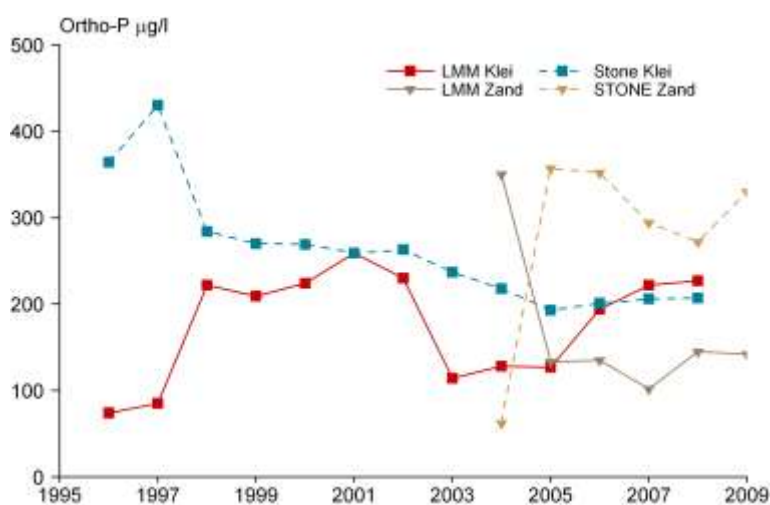
Voor de zandregio van Nederland komen de gemiddelde nitraatconcentraties in het drainwater op de LMM-bedrijven goed overeen met de concentraties die STONE voor deze bedrijven simuleert. De gemiddelde nitraatconcentraties op de LMM-zandbedrijven lopen uiteen van meer dan 82 mg l⁻¹ in 2006 tot 56 mg l⁻¹ in 2008 (Figuur 14). Er is geen sprake van een duidelijke trend in de drainwaterconcentraties in het zandgebied. De jaar-tot-jaar fluctuaties in de metingen worden niet exact door STONE gesimuleerd. Dit wordt waarschijnlijk mede veroorzaakt door het geringe aantal waarnemingen waardoor onzuiverheden in de representatie van de bedrijven door STONE een grote rol gaat spelen. Er is geen significant verschil tussen metingen en simulaties.

Fosfaatconcentraties

In de kleiregio zijn de totaal-P-concentraties in het drainwater tot 2000 lager dan gesimuleerd door STONE, daarna liggen de concentraties op een vrij vergelijkbaar niveau (Figuur 15). De geconstateerde verschillen zijn niet significant. In de zandregio liggen de drainwaterconcentraties met uitzondering van 2004 lager dan de door STONE gesimuleerde concentraties maar het verschil is niet significant.



Figuur 15 Tijdsverloop van gemiddelde totaal-P-concentratie in drainwater in de Nederlandse zand- en kleiregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

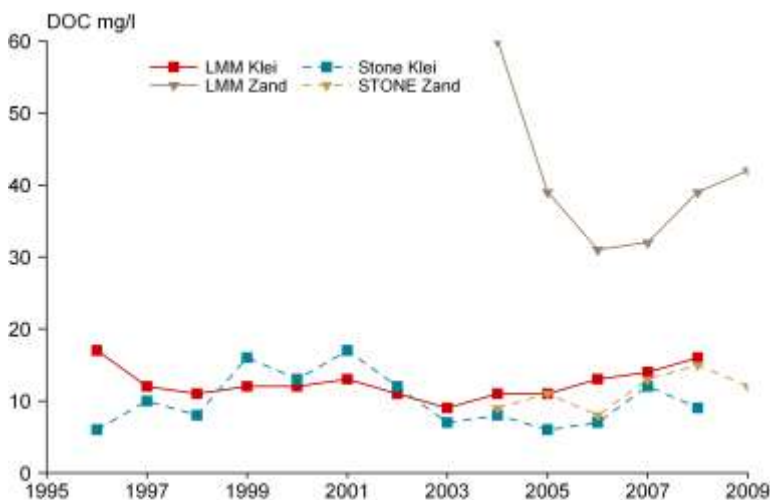


Figuur 16 Tijdsverloop van gemiddelde ortho-P concentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

De ortho-P-concentraties in het drainwater vertonen een beeld dat vergelijkbaar is met de totaal-P-concentraties (Figuur 16). In de beide regio's zijn de verschillen groter dan 10% van de meetwaarde maar geen van de geconstateerde verschillen is significant.

DOC-concentraties

De gesimuleerde DOC-concentraties in de drains in de kleiregio zijn iets hoger dan de gemeten waarden (Figuur 17). Het absolute verschil is niet groot maar wel significant. Door de lage gemeten en gesimuleerde concentratie is de relatieve fout toch nog 15%. Zowel de gemeten als gesimuleerde fluctuatie in de DOC-concentraties tussen de jaren is gering in de kleiregio. De concentraties in de zandregio zijn veel hoger dan door STONE wordt gesimuleerd. Het verschil tussen metingen en simulaties bedraagt 23 mg/l en is significant. De gemeten DOC-concentraties in de zandregio zijn hoog in 2004 en dalen naar een minimum in 2006 waarna de concentraties weer iets stijgen. De gesimuleerde DOC-concentraties zijn vrij stabiel in de tijd.



Figuur 17 Tijdsverloop van gemiddelde DOC concentratie in de Nederlandse zandregio gemeten op LMM-bedrijven en berekend door STONE tussen 1992 en 2008

4.2.3 Grondwaterlichamen

Mestgift

De verschillen tussen de gemeten N-kunstmest giften en de gesimuleerde waarden (Tabel 30) zijn over het algemeen niet significant. Een uitzondering wordt gevormd door de kleiregio van Rijn noord waar de gesimuleerde gift hoger is dan de gemeten giften. De verschillen zijn het kleinst voor de zandregio van Maas ($-11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) en het grootst voor de kleiregio van Rijn noord ($-28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). De gesimuleerde organische stikstofgiften zijn in bijna alle grondwaterlichamen lager (circa $40\text{-}50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) dan de gemeten waarden (Tabel 31). In de kleiregio van Rijn midden en noord en de zandregio van Rijn noord is het verschil niet significant. Als gevolg van de lage gesimuleerde organische mestgiften zijn de totale gesimuleerde stikstofgiften in bijna alle gebieden lager dan gemeten (Tabel 32). In de meeste gebieden zijn de verschillen echter niet significant, met uitzondering van de kleiregio van Rijn midden. In de kleiregio van Rijn noord waren de gesimuleerde giften iets hoger dan gemeten maar de verschillen waren niet significant.

Tabel 30 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde N-giften in vorm van kunstmest (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	164	134	29	9	25	16
	Rijn noord	128	156	186	-30	6	-28	11
	Rijn west	84	164	186	-24	7	-12	13
Zand	Eems	34	120	141	-21	8	-21	16
	Maas	27	177	185	-8	11	-11	18
	Rijn noord	15	108	84	24	10	20	19

Tabel 31 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde N-giften in vorm van organische mest (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	162	114	48	14	52	26
	Rijn noord	128	176	157	19	8	38	*
	Rijn west	84	203	155	48	8	45	14
Zand	Eems	34	136	97	39	6	41	12
	Maas	27	177	123	55	12	54	20
	Rijn noord	15	187	174	12	12	10	22

Tabel 32 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totale N-giften (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	326	249	77	18	79	32
	Rijn noord	128	332	343	-10	11	-12	18
	Rijn west	84	367	341	24	13	33	24
Zand	Eems	34	256	238	17	11	20	21
	Maas	27	354	308	46	20	43	36
	Rijn noord	15	295	258	36	20	31	36

De gesimuleerde fosfaatkunstmestgiften zijn in alle grondwaterlichamen lager dan op de bedrijven gemeten (Tabel 33). De verschillen liggen tussen de 13 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ in de zandregio van grondwaterlichaam Maas en 23 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ in de zandregio van grondwaterlichaam Rijn noord. De gesimuleerde organische P-gift is in een aantal regio's lager en in een aantal hoger dan de metingen (Tabel 34). In de kleiregio van Rijn midden en Rijn noord werden geen significante verschillen in organisch P-gift gevonden. De totale gesimuleerde P-gift is in alle gebieden lager dan gemeten (Tabel 35). De verschillen lopen uiteen van 3-26 kg P ha⁻¹ jr⁻¹. De verschillen zijn significant in de kleiregio van Rijn noord en west en in de zandregio van de Maas.

Tabel 33 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde P-giften in vorm van kunstmest (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	31	21	11	3	14	7
	Rijn noord	128	30	15	14	2	17	2
	Rijn west	84	32	16	16	2	14	3
Zand	Eems	34	34	15	19	2	20	4
	Maas	27	30	16	14	2	13	3
	Rijn noord	15	33	8	25	3	23	8

Tabel 34 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde P-giften in vorm van organische mest (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	24	26	-2	2	-1	4
	Rijn noord	128	28	27	1	2	2	3
	Rijn west	84	37	28	9	2	10	4
Zand	Eems	34	11	23	-12	1	-10	4
	Maas	27	35	24	12	5	11	8
	Rijn noord	15	18	36	-18	2	-19	4

Tabel 35 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totale P-giften (kg/ha/jr) op bedrijven met drains in de periode 1991-2007

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	40	56	47	9	4	13	8
	Rijn noord	128	58	42	16	2	19	3
	Rijn west	84	68	44	25	2	25	5
Zand	Eems	34	45	38	7	2	8	5
	Maas	27	66	40	26	5	26	9
	Rijn noord	15	51	44	7	4	3	8

Nitratconcentraties

Voor de meeste grondwaterlichamen zijn de gemeten nitraat concentraties in het drainwater hoger dan de gesimuleerde waarden. Een uitzondering is Rijn noord waar zowel in de klei- als in de zandregio de gemeten concentraties lager zijn dan gesimuleerd, beide verschillen zijn echter niet significant.

Tabel 36 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde nitraatconcentraties (mg/l) voor de drains in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	50	65	33	32	8	31	14
	Rijn noord	146	24	23	1	3	-1	8
	Rijn west	106	28	22	5	3	6	5
Zand	Eems	40	51	38	13	6	13	11
	Maas	37	33	15	18	4	20	6
	Rijn noord	24	55	70	-16	10	-17	15

Fosfaatconcentraties

De gesimuleerde totaal-P en ortho-P-concentraties in het drainwater zijn in bijna alle grondwaterlichamen hoger dan de gemeten waarden (Tabel 37 en 38). Een uitzondering in de kleiregio van Rijn noord waar de gesimuleerde totaal-P en ortho-P-concentraties significant lager zijn dan de metingen.

Tabel 37 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde totaal-P-concentraties ($\mu\text{g/l}$) voor de drains in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	50	20	152	-132	14	-117	26
	Rijn noord	146	396	243	153	25	189	51
	Rijn west	106	339	416	-77	53	-138	107
Zand	Eems	40	196	214	-18	69	-157	171
	Maas	37	213	220	-7	43	48	97
	Rijn noord	24	99	604	-505	169	-342	227

Tabel 38 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde ortho-P-concentraties ($\mu\text{g/l}$) voor de drains in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	50	19	108	-89	10	-77	19
	Rijn noord	146	316	201	116	20	145	40
	Rijn west	106	239	311	-73	42	-122	84
Zand	Eems	40	170	192	-22	62	-158	160
	Maas	37	157	201	-44	30	-2	69
	Rijn noord	24	86	573	-487	172	-324	230

In de grondwaterlichamen van de zandregio zijn de verschillen niet significant. Deze resultaten zijn in grote lijn overeenstemmend met de resultaten voor grondwater waar in het algemeen ook de simulatie resultaten hoger waren dan de metingen.

DOC-concentraties

De gesimuleerde DOC-concentraties in het drainwater zijn over het algemeen lager dan de gemeten waarden (Tabel 39). In het grondwaterlichaam van de zandregio van Rijn west zijn de simulaties iets hoger dan de metingen. Dit verschil is echter niet significant. Het teken en de orde van grootte van de verschillen is vergelijkbaar met de situatie voor de metingen in het grondwater.

Tabel 39 Verschillen tussen gemeten (bedrijf/jaar gemiddeld) en met STONE gesimuleerde DOC-concentraties (mg/l) voor de drains in de periode 1992-2008

		Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Verskil	SE	Verskil	SE
Klei/ veen	Rijn midden	50	14	6	9	1	8	2
	Rijn noord	146	13	12	1	1	1	2
	Rijn west	106	13	16	-3	1	-2	2
Zand	Eems	40	35	11	24	4	24	8
	Maas	37	13	9	4	2	7	4
	Rijn noord	24	39	12	27	4	36	7

Samenvatting

De overeenkomst tussen de metingen en de simulaties op de bedrijven met drains is matig. In de meeste grondwaterlichamen is de gesimuleerde stikstofgift lager dan de metingen (Tabel 40). In de helft van de grondwaterlichamen ligt de gesimuleerde stikstofbemesting echter binnen 10% van de metingen. De gesimuleerde nitraatconcentraties zijn meestal ook lager dan de metingen, met uitzondering van de zandregio van Rijn-noord. Ook de gemeten fosfaatbemesting is in bijna alle gebieden hoger dan de gesimuleerde bemesting.

Dit resulteert echter niet over de hele lijn tot gesimuleerde fosfaatconcentraties die lager liggen dan de metingen. In tegendeel; in bijna alle grondwaterlichamen liggen de gesimuleerde concentraties hoger dan de metingen. De verschillen zijn echter alleen significant voor de kleiregio van Rijn midden en west. De DOC-concentraties zijn over het algemeen lager dan de metingen. In grote lijnen zijn de conclusies die voor de drains in de verschillende grondwaterlichamen getrokken kunnen worden vergelijkbaar met die voor het grondwater in dezelfde grondwaterlichamen. De geconstateerde verschillen hebben echter niet altijd hetzelfde teken omdat de populaties verschillen en hiermee ook de overschotten afwijken.

Tabel 40 Relevantie¹ van geconstateerde verschillen tussen LMM-metingen van drainwater en STONE simulaties voor de verschillende grondwaterlichamen

		Bemesting		Concentraties			
		N	P	NO ₃	Tot-P	Ortho-P	DOC
Klei/ veen	Rijn midden	++	+	++	--	--	++
	Rijn noord	0	++	0	++	++	0
	Rijn west	0	++	+	--	-	-
Zand	Eems	0	+	+	-	-	++
	Maas	+	++	++	+	0	+
	Rijn noord	+	0	-	-	-	++

¹ ++ = groter dan 10% en gecorrigeerd significant, -- = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd significant; 0 = kleiner dan 10%, + = groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant, - = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant

4.2.4 Bedrijfstypen

Mestgift

De gesimuleerde stikstofgiften via kunstmest zijn voor de meeste bedrijven iets hoger dan de metingen (Tabel 41). Een uitzondering zijn de melkveebedrijven op zand waar STONE juist de lagere kunstmestgiften berekend dan de metingen. De gevonden verschillen zijn uitsluitend significant voor de overige bedrijven op zand. De gesimuleerde gift via organische mest is in bijna alle gevallen lager dan de metingen (Tabel 42). Een uitzondering vormt de categorie overig op kleigrond (verschil: -1 kg/ha/jr) waar geen significante verschillen werden gevonden. De verschillen tussen meting en simulatie lopen na correctie uiteen van 14 tot 67 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Op akkerbouwbedrijven op kleigrond en hokdier en overige bedrijven op zandgrond is het verschil niet significant. Als gevolg van de lage gesimuleerde organische mestgiften zijn de totale stikstofgiften op bijna alle bedrijfstypen lager dan de metingen (Tabel 43). De verschillen zijn echter alleen significant voor de melkveebedrijven.

Tabel 41 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde N-giften via kunstmest (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	143	151	-8	4	-10	8
	melkvee	172	176	190	-14	6	-3	12
	overig	10	98	85	13	12	3	19
Zand	akker	22	108	110	-2	9	-2	16
	hokdier	27	156	197	-41	18	-23	*
	melkvee	13	137	112	25	18	40	33
	overig	11	88	154	-66	22	-73	35

Tabel 42 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde N-giften via organische mest (kg ha⁻¹ jr⁻¹) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	94	86	8	5	14	8
	melkvee	172	254	178	76	7	66	11
	overig	10	167	167	-1	20	-1	36
Zand	akker	22	150	123	27	9	25	9
	hokdier	27	186	156	31	17	57	30
	melkvee	13	245	187	58	10	67	18
	overig	11	105	85	20	18	28	29

Tabel 43 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde N-giften ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	237	237	0	6	5	11
	melkvee	172	430	368	62	11	63	20
	overig	10	265	253	12	23	3	42
Zand	akker	22	258	233	25	9	13	*
	hokdier	27	343	353	-10	31	24	50
	melkvee	13	382	299	83	21	102	39
	overig	11	193	239	-46	22	-45	36

De gesimuleerde kunstmestgiften van fosfaat zijn bij bijna alle bedrijfstypen lager dan gemeten is op de bedrijven (Tabel 44). De verschillen zijn klein voor de categorie overig op zand en lopen op tot $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ voor melkveebedrijven op zand. De gesimuleerde organische mestgiften zijn daarentegen meestal wat hoger dan de metingen (Tabel 45). De verschillen zijn echter alleen significant voor overige bedrijven op klei en akkerbouwbedrijven op zand. Deze afwijkingen zullen dus voor een deel de lagere kunstmestgiften compenseren. De gesimuleerde totale P-giften blijken op de melkvee- en hokdierbedrijven significant hoger te zijn dan de gemeten giften (Tab. 46). Op de andere bedrijfstypen zijn de verschillen klein en niet significant.

Tabel 44 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde P-giften via kunstmest ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	23	18	5	1	5	2
	melkvee	172	38	14	24	1	25	2
	overig	10	31	11	21	5	20	9
Zand	akker	22	33	11	22	2	18	*
	hokdier	27	33	15	18	3	25	8
	melkvee	13	39	8	30	3	31	4
	overig	11	19	18	1	3	1	4

Tabel 45 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde P giften via organische mest ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	16	19	-3	1	-3	2
	melkvee	172	36	32	5	2	6	3
	overig	10	15	37	-23	4	-24	7
Zand	akker	22	12	28	-16	3	-17	5
	hokdier	27	29	28	1	5	3	7
	melkvee	13	26	35	-10	5	-10	10
	overig	11	11	18	-7	4	-7	7

Tabel 46 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde P giften ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor bedrijfstypen met drainwater in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	198	39	38	2	1	2	3
	melkvee	172	75	46	29	2	32	3
	overig	10	46	48	-2	5	-4	8
Zand	akker	22	46	39	6	3	6	3
	hokdier	27	62	43	19	6	31	9
	melkvee	13	64	44	20	5	25	9
	overig	11	31	36	-6	5	-2	10

Nitratconcentraties

De gemeten nitraatconcentraties in de drains in de kleiregio zijn over het algemeen hoger dan de simulaties (Tabel 47). Een uitzondering wordt gevormd door de kleine categorie overige bedrijven waar de metingen juist iets lager zijn dan de simulaties. In de kleiregio zijn de verschillen alleen significant voor de akkerbouwbedrijven. In de zandregio zijn de gemeten concentraties in het drainwater juist iets lager dan de simulaties. De verschillen zijn echter nergens significant.

Tabel 47 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde nitraatconcentraties (mg l-1) in drainwater voor bedrijfstypen in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	199	49	28	21	3	22	4
	melkvee	179	30	21	8	3	10	6
	overig	10	97	106	-9	20	*	*
Zand	akker	22	67	85	-18	11	-16	20
	hokdier	32	24	33	-10	6	-9	8
	melkvee	13	45	45	0	16	-13	33
	overig	11	48	31	16	5	17	6

Fosfaatconcentraties

De gesimuleerde totaal-P en ortho-P concentraties zijn significant hoger dan de gemeten waarden op de akkerbouwbedrijven op kleigrond (Tabel 47 en 48). Op melkveebedrijven op kleigrond worden significant lagere totaal-P waarden gesimuleerd dan gemeten. De overige verschillen blijken niet significant te zijn.

Tabel 48 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde totaal-P concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) in drainwater voor bedrijfstypen in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	199	170	297	-127	21	-174	50
	melkvee	179	353	257	96	26	127	49
	overig	10	103	958	-855	337	*	*
Zand	akker	22	27	133	-106	26	-159	84
	hokdier	32	295	213	82	34	74	*
	melkvee	13	395	126	269	155	112	279
	overig	11	158	210	-52	42	-31	62

Tabel 49 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde ortho-P concentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) in drainwater voor bedrijfstypen in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	199	136	254	-117	16	-146	37
	melkvee	179	271	203	68	22	*	*
	overig	10	68	932	-864	338	-627	493
Zand	akker	22	34	108	-74	24	-128	79
	hokdier	32	235	165	71	31	65	48
	melkvee	13	343	87	257	130	123	235
	overig	11	137	192	-54	30	-35	46

DOC-concentraties

Op bijna alle bedrijfstypen zijn de gesimuleerde DOC-concentraties in het drainwater iets lager dan de gemeten waarden (Tabel 50). De verschillen zijn echter alleen significant voor de akkerbouwbedrijven. Op de hokdierbedrijven zijn de gesimuleerde DOC-concentraties iets hoger dan de metingen, dit verschil is echter klein en niet significant.

Tabel 50 Verschillen tussen gemeten en met STONE gesimuleerde nitraatconcentraties ($\mu\text{g l}^{-1}$) in drainwater voor bedrijfstypen in de periode 1992-2008

Regio	Bedrijfstype	Aantal	Gemiddelde		Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
			Metingen	Simulaties	Vershil	SE	Vershil	SE
Klei	akker	199	10	7	3	0	3	1
	melkvee	179	16	15	2	1	2	2
	overig	10	40	12	29	7	*	*
Zand	akker	22	25	12	13	3	16	6
	hokdier	32	13	14	-1	3	-2	4
	melkvee	13	48	12	36	9	26	17
	overig	11	5	5	1	1	1	1

Samenvatting

De overeenkomst tussen de metingen en de simulaties voor de bedrijfstypen met drains is matig. De simulatie van de bemesting met N is redelijk, uitsluitend op de melkveebedrijven is sprake van een grote en significante afwijking tussen gemeten en gesimuleerde giften (Tabel 51). De gesimuleerde N-giften op de melkveebedrijven op klei en zand zijn resp. 15% en 27% lager dan de gemeten giften. Ook de fosfaatgiften op deze bedrijfstypen zijn significant lager dan gemeten. Bovendien wordt ook de fosfaatgift op hokdierbedrijven significant onderschat door een onderschatting van zowel kunstmest als dierlijke mestgiften. De afwijkingen tussen gemeten en gesimuleerde stikstof, fosfaat- en DOC-concentraties zijn in alle gevallen meer dan 10%. De gevonden afwijkingen in nitraat- en fosfaatconcentraties volgen niet in alle gevallen de gevonden afwijkingen in de giften. Op melkveebedrijven in de kleiregio, waar de gesimuleerde N- en P-giften lager zijn dan de metingen werden wel lagere nitraat, fosfaat en DOC-concentraties gesimuleerd. Op de andere bedrijfstypen wordt vaak een hogere concentratie gemeten ondanks het feit dat gesimuleerde giften lager zijn dan de metingen.

Tabel 51 Relevantie¹ van geconstateerde verschillen tussen LMM-metingen en STONE-simulaties

		Bemesting		Concentraties			
		N	P	NO ₃	Tot-P	Ortho-P	DOC
Klei	akker	0	0	++	--	--	++
	melkvee	++	++	+	++	+	+
	overig	0	0	-	-	-	+
Zand	akker	0	+	-	-	-	++
	hokdier	0	++	-	+	+	-
	melkvee	++	++	-	+	+	+
	overig	-	0	++	-	-	+

¹ ++ = groter dan 10% en gecorrigeerd significant, -- = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd significant; 0 = kleiner dan 10%, + = groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant, - = absoluut groter dan 10% en gecorrigeerd niet significant

De resultaten voor drainwater lijken in grote lijnen op resultaten die voor de bedrijfstypen gevonden werden voor grondwater. De DOC-concentraties zijn in de drains net als in het grondwater meestal lager dan de gemeten waarden. Voor stikstof en fosfaat is het beeld diffuser doordat de geconstateerde verschillen tussen gemeten en gesimuleerde N- en P-giften verschillen voor het grondwatermeetnet en het drainmeetnet. Bij het drainmeetnet is bijvoorbeeld de gesimuleerde P-gift duidelijk lager dan de metingen terwijl de verschillen bij het grondwatermeetnet klein zijn en de gesimuleerde gift juist meestal iets hoger is dan de metingen. Het is gezien deze verschillen dan ook niet verwonderlijk dat de overschatting van de fosfaatconcentraties zoals die gevonden werd in het grondwater op zandgronden niet gevonden wordt bij de gesimuleerde drainwaterconcentraties.

5 Steekproefopzet gebaseerde validatie van de P-ophoping met LSK

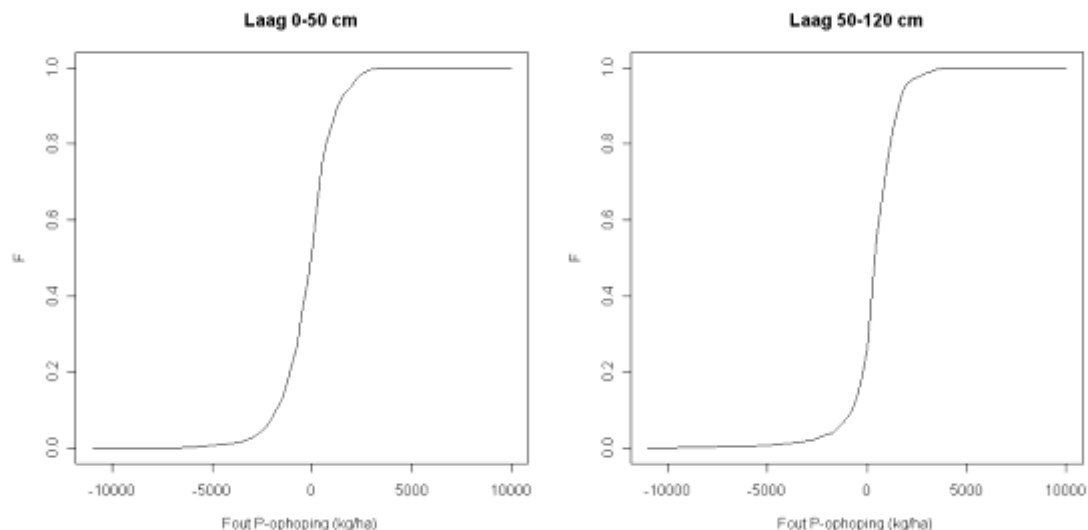
5.1 Nationaal

Tabel 52 laat de schattingen zien van de ruimtelijke gemiddelden van de voorspelfouten en standaardfouten op nationaal niveau. Er is voor beide bodemlagen een systematisch verschil tussen het berekende en gemeten fosfaatgehalte (het verwachte verschil is 0, d.w.z. er is geen systematische fout in de modeluitkomsten). Voor de laag 0-50 cm berekent STONE systematisch een te laag fosfaatgehalte (11%). Voor de laag 50-120 cm is het door STONE berekende fosfaatgehalte systematisch te hoog (24%). De relatieve fout geeft aan hoe groot de gemiddelde voorspelfout is ten opzichte van de STONE-uitvoer op de LSK-A locaties.

Tabel 52 Validatie STONE op nationaal niveau voor bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm. Geschat ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout, standaardfout (SE), en 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) in kg/ha en de relatieve fout.

	Aantal	Gemiddelde voorspelfout	SE	95% BI		Relatieve fout
				Onder	Boven	
0 – 50 cm	1216	-199	41	-279	-118	0.11
50 – 120 cm	822	360	48	266	453	0.24

Figuur 18 laat de cumulatieve frequentieverdeling van de voorspelfout zien voor beide bodemlagen. Tabel 53 geeft de bijbehorende percentielwaarden. De mediaan van de fout voor laag 0-50 cm is -45 kg/ha. Hieruit blijkt dat de verdeling van de voorspelfout rondom het gemiddelde niet symmetrisch is. De spreiding van de voorspelfout voor de 0-50 cm laag is aanzienlijk. De helft van de fouten ligt tussen -844 kg/ha en 507 kg/ha. De cumulatieve frequentieverdeling en bijbehorende percentielwaarden van de laag 50-120 cm laten duidelijk een systematisch verschil zien tussen de berekende en gemeten fosfaatgehalten. De mediaan van de voorspelfout is 409 kg/ha. Op 50% van de validatielocaties ligt de voorspelfout tussen -37 kg en 1025 kg/ha.



Figuur 18 Cumulatieve frequentieverdeling van modelfout: het verschil tussen berekende en gemeten fosfaatgehalte.

Tabel 53 Percentielen van de voorspelfout voor bodemlagen 0-50 cm en 50-120 cm.

	Percentiel voorspelfout (kg/ha)				
	0.10	0.25	0.50	0.75	0.90
0 – 50 cm	-1786	-844	-45	507	1305
50 – 120 cm	-726	-37	409	1024	1588

5.2 Domeinen

Bodem-Grondwater

Voor de schematisatie van STONE is gebruik gemaakt van drie bodemtypen (*klein, veen, zand*) en drie grondwaterklassen (*nat, midden, droog*). De bodem-grondwater domeinen zijn gedefinieerd door combinaties van bodemtypen en grondwaterklassen. Voor de domeinen *veen-midden* en *veen-droog* waren slechts een gering aantal locaties beschikbaar voor validatie. Er is daarom gekozen om deze domeinen samen te voegen. Dit resulteerde in acht domeinen.

De resultaten van de validatie van de bodem-grondwater domeinen zijn weergegeven in Tabel 54. Hieruit blijkt dat voor bodemlaag 0-50 cm met uitzondering van *zand-nat* door STONE berekende fosfaatgehalte te laag is. Echter, de onzekerheid van de schatting is relatief groot getuige de standaardfouten. Alleen voor domeinen *klei-midden* en *zand-droog* valt de verwachtingswaarde 0 buiten het 95% betrouwbaarheidsinterval. De relatieve fouten zijn het grootst voor domeinen *klei-midden* en *veen-midden/droog*. Voor bodemlaag 50-120 cm zijn er voor alle domeinen systematische verschillen tussen berekende en gemeten waarden. De berekende fosfaatophoping is voor alle domeinen systematisch te hoog. De relatieve fout is het grootst voor domeinen *veen-nat, veen-midden/droog* (47% van het door STONE berekende fosfaatgehalte) en het *zand-midden* domein.

Tabel 54 Validatie STONE voor de bodem-grondwater domeinen. Geschat ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout, standaardfout (SE), en 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) in kg/ha en de relatieve fout. Systematische afwijkingen zijn vetgedrukt.

	Aantal	Gemiddelde voorspelfout	SE	95% BI		Relatieve fout
				Onder	Boven	
<i>0 – 50 cm</i>						
klei-nat	131	-182	110	-397	33	0.09
klei-midden	168	-387	89	-562	-212	0.22
klei-droog	167	-127	104	-331	76	0.06
veen-nat	235	-203	126	-450	43	0.11
veen-midden/droog	49	-224	180	-576	128	0.18
zand-nat	111	49	141	-227	332	0.02
zand-midden	120	-209	152	-507	89	0.09
zand-droog	235	-196	89	-371	-21	0.13
<i>50 – 120 cm</i>						
klei-nat	90	456	186	92	820	0.22
klei-midden	117	424	164	101	746	0.18
klei-droog	121	533	154	231	835	0.26
veen-nat	118	267	81	108	426	0.31
veen-midden/droog	29	650	179	300	1000	0.46
zand-nat	71	318	132	59	576	0.27
zand-midden	81	482	90	305	660	0.42
zand-droog	195	175	76	25	324	0.17

Landgebruik

Voor de schematisatie van STONE is gebruik gemaakt van vier landgebruiksklassen (*natuur, grasland, bouwland, mais*). Hieruit zijn drie landgebruiksdomeinen gedefinieerd: *natuur, grasland* en *bouwland*. De klasse *mais* is samengevoegd met *bouwland* omdat deze normaliter in rotatie voorkomen. Daarnaast vielen er een beperkt aantal validatielocaties binnen deze klasse.

Tabel 55 laat de resultaten van de validatie van de landgebruiksdomeinen zien. Voor domeinen *bouwland* en *grasland* is er geen systematisch verschil tussen berekende en gemeten fosfaatgehalte in de bodemlaag 0-50 cm. Opvallend is de grote fout (zowel absoluut als relatief) binnen het domein *natuur*. Deze fout kan verklaard worden door onzuiverheden binnen de STONE-plots. Aan een 250x250 m rastercel kan slechts één landgebruiksklasse worden toegekend. Variatie binnen een plot kan niet worden meegenomen waardoor de werkelijke eigenschappen van een plot niet altijd overeenkomen met toegekende eigenschappen. Tabel 56 geeft een indruk van de zuiverheid van de STONE-plots voor de landgebruiksklassen. Hieruit blijkt dat op slechts 46,4% van de 360 locaties waar aan het STONE-plot klasse *natuur* is toegekend, de werkelijke klasse *natuur* is. Op 52,8% van de locaties wordt *grasland* of *bouwland* aangetroffen. Omdat fosfaatgehalten in de bovengrond voor *grasland* en *bouwland* veel hoger zijn dan voor *natuur* leidt dit tot een berekende waarde die te laag is. Voor de bodemlaag 50-120 cm is er een systematisch verschil voor klassen *bouwland* en *grasland*. Het door STONE berekende fosfaatgehalte is systematisch hoger dan het gemeten fosfaatgehalte. Ook de relatieve fouten, 0.26 voor *grasland* en 0.30 voor *bouwland*, zijn redelijk groot.

Tabel 55 Validatie STONE voor de landgebruiksdomeinen. Geschat ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout, standaardfout (SE), en 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) in kg/ha en de relatieve fout. Systematische afwijkingen zijn vetgedrukt.

	Aantal	Gemiddelde voorspelfout	SE	95% BI		Relatieve fout
				Onder	Boven	
<i>0 – 50 cm</i>						
Natuur	360	-685	64	-811	-559	0.95
Bouwland	384	10	68	-124	144	0.00
Grasland	472	-3	71	-142	136	0.00
<i>50 – 120 cm</i>						
Natuur	249	41	72	-101	183	0.05
Bouwland	274	558	84	393	722	0.30
Grasland	299	423	80	267	579	0.26

Tabel 56 KruisTabel met waargenomen landgebruiksklassen op de LSK-A locaties voor de laag 0-50 cm en de landgebruiksklassen volgens STONE op deze locaties.

		LSK-A				Totaal
		Natuur	Bouwland	Grasland	Overig	
STONE	Natuur	167	37	153	3	360
	Bouwland	28	219	136	1	384
	Grasland	35	54	380	3	472
	Totaal	230	310	669	7	

Grondwaterlichamen

Grondwaterlichamen zijn gedefinieerd als een combinatie tussen een geologische afzetting (*kustduinzand, klei/veen, krijt en zand*) en regio/stroomgebied (*Eems, Maas, Rijn, Zuid-Limburg, Schelde*). In Tabel 57 zijn de resultaten van de validatie weergegeven voor deze 15 onderscheidde grondwaterlichamen. Voor bodemlaag 0-50 cm is de door STONE berekende fosfaatophoping te laag in 12 grondwaterlichamen. Echter voor slechts vier grondwater-

lichamen lijkt het om een systematische afwijking te gaan. Dit wordt veroorzaakt door de relatief grote standaardfouten die het gevolg zijn van het geringe aantal validatielocaties voor een deel van de grondwaterlichamen. De relatieve fout is het grootst voor de grondwaterlichamen *zand Eems*, *zand Schelde* en *klei/veen Rijn-Noord*. Voor de laag 50-120 cm is alleen voor domein *krijt-Limburg* het gemiddeld verschil tussen de door STONE berekende waarde de gemeten waarden negatief. Het geringe aantal validatielocaties in een aantal grondwaterlichamen resulteert in onzekere schattingen van de gemiddelde voorspelfout getuige de brede betrouwbaarheidsintervallen. Toch is in 8 van de 14 grondwaterlichamen het door STONE berekende fosfaatgehalte systematisch te hoog. De relatieve fouten zijn groot voor de grondwaterlichamen *kustduinen*, *klei/veen-Rijn Oost* en *zand-Eems*. Opvallend is de gemiddelde voorspelfout voor domein *krijt-Zuid Limburg*. Het enige grondwaterlichamen waarvoor de door STONE berekende fosfaatophoping in de ondergrond te laag is.

Tabel 57 Validatie STONE voor de grondwaterlichamen. Geschat ruimtelijk gemiddelde van de voorspelfout, standaardfout (SE), en 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) in kg/ha en de relatieve fout. Systematische afwijkingen zijn vetgedrukt.

	Aantal	Gemiddelde voorspelfout	SE	95% BI		Relatieve fout
				Onder	Boven	
<i>0 – 50 cm</i>						
kustduinen	19	88	94	-97	273	0.12
klei/veen Eems	20	-210	129	-462	43	0.11
klei/veen Maas	31	-176	171	-511	159	0.09
klei/veen Rijn-Midden	79	186	126	-60	433	0.08
klei/veen Rijn-Noord	105	-449	119	-682	-216	0.31
klei/veen Rijn-Oost	20	443	254	-56	942	0.21
klei/veen Rijn-West	244	-365	97	-555	-175	0.18
klei/veen Schelde	25	-293	187	-660	74	0.19
krijt Zuid-Limburg	57	-19	213	-436	398	0.01
zand Eems	54	-567	229	-1016	-119	0.41
zand Maas	165	-30	120	-265	205	0.01
zand Rijn-Midden	80	-193	137	-462	76	0.14
zand Rijn-Noord	54	-258	154	-559	44	0.19
zand Rijn-Oost	233	-93	107	-304	118	0.05
zand Schelde	30	-493	137	-761	-225	0.35
<i>50 – 120 cm</i>						
kustduinen	11	756	142	478	1034	0.63
klei/veen Eems	15	98	536	-952	1149	0.04
klei/veen Maas	21	517	401	-269	1303	0.26
klei/veen Rijn-Midden	34	302	162	-17	620	0.17
klei/veen Rijn-Noord	65	141	220	-289	572	0.08
klei/veen Rijn-Oost	10	859	375	125	1593	0.62
klei/veen Rijn-West	143	612	153	312	913	0.27
klei/veen Schelde	11	747	387	-11	1505	0.34
krijt Zuid-Limburg	53	-351	208	-759	57	0.26
zand Eems	46	809	120	573	1046	0.54
zand Maas	124	326	80	169	483	0.28
zand Rijn-Midden	58	257	106	50	464	0.28
zand Rijn-Noord	38	335	182	-21	691	0.32
zand Rijn-Oost	171	179	85	12	346	0.17
zand Schelde	22	383	115	158	608	0.26

6 Conclusies

Het in 2009 ontwikkelde protocol voor de validatie van STONE op LMM-metingen is toegepast op grondwater en drainwatermetingen uit de periode 1992-2008. Hierbij is aangenomen dat de insluitkansen van de verschillende bedrijven gelijk zijn, hoewel hier in de praktijk niet volledig aan is voldaan. Als onderdeel van dit project is een methodiek ontwikkeld om met deze insluitkansen rekening te houden maar het bleek te complex om alle noodzakelijke informatie over de opzet van de verschillende vaak geneste steekproeven waaruit LMM bestaat te achterhalen.

Bij toepassing van het protocol blijkt dat voor de bovenste meter van het grondwater in Nederland geen significante verschillen bestaan tussen de gemiddelde gemeten nitraatconcentraties op de LMM-bedrijven en gemiddelde met STONE gesimuleerde nitraatconcentraties voor deze bedrijven. De gesimuleerde P- en DOC-concentraties in het grondwater wijken echter sterk af te metingen. De gesimuleerde DOC-concentraties bedragen de helft van de gemeten waarden. De gesimuleerde P-concentraties in het zandgebied zijn ongeveer twee maal zo hoog als gemeten. In de klei- en veenregio zijn de gesimuleerde fosfaatconcentraties lager dan de metingen.

In zowel de zand- als de veenregio wijken de gesimuleerde grondwaterstanden sterk af van de gemeten grondwaterstanden. De gemiddelde gesimuleerde grondwaterstand lag in de zandregio 26 cm minder diep dan de meting op de bedrijven. Dit is een opmerkelijk resultaat omdat in eerder onderzoek het gemiddelde van ruim 10.000 waarnemingen van de grondwaterstand in peilbuizen volgens STONE 9 tot 18 cm lager was dan werd gemeten. Zoals in 2008 al geconstateerd werd, is het niet duidelijk of het verschil voortkomt uit de aard van de meetmethode (boorgatmethode) of dat het verschil veroorzaakt wordt door onjuiste uitkomsten van STONE voor de bedrijven.

STONE is tevens gevalideerd op concentraties in drainwater. Het aantal bemonsterde bedrijven in de zandregio was beperkt en de verschillen tussen metingen en simulaties waren over het algemeen niet significant. Een uitzondering zijn de DOC-concentraties, waar de gesimuleerde concentraties significant lager zijn dan de gemeten waarden. In de kleiregio zijn de gesimuleerde nitraatconcentraties en de DOC-concentraties in de drains significant lager dan de gemeten waarden.

Uit de validatie van de gesimuleerde P-ophoping op de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK) kwam naar voren dat STONE een te laag (11%) P-gehalte berekent in de bodemlaag van 0-50 cm en een te hoog gehalte (24%) in de ondergrond (50-120 cm). Voor de verschillende typen landgebruik (natuur, bouwland en gras) konden voor de P ophoping in de bovengrond (0-50 cm) geen significante verschillen worden vastgesteld tussen metingen en simulatie. In de ondergrond werd de ophoping van P op bouwland en grasland overschat.

Samenvattend kan gesteld worden dat de gemiddelde door STONE gesimuleerde nitraatconcentraties in grondwater en drainwater goed overeenkomen met de metingen. De gesimuleerde DOC-concentraties in grondwater en drainwater en de fosfaatconcentraties in het grondwater wijken sterker af van de metingen. Tevens bleek uit de validatie op LSK dat de verdeling van P over boven- en ondergrond afwijkt van de metingen. Voor deze stoffen is dus een verdere verbetering van het model en/of de parameterisatie gewenst.

Literatuur

- Brus, D.J. & J.J. De Gruijter (1997). Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80, 1-44.
- Brus, D.J., B. Kempen, & G.B.M. Heuvelink (2011). Sampling for validation of digital soil maps. *European Journal of Soil Science* 62: 394-407.
- Finke, P.A., J.J. De Gruijter & R. Visschers (2001). Status 2001 Landelijke Steekproef Kaarteenheden en toepassingen; Gestructureerde bemonstering en karakterisering Nederlandse bodems. Alterra-rapport 389, Alterra, Wageningen.
- Gruijter, J.J. de, D.J. Brus, M.F.P. Bierkens & M. Kotters (2006). Sampling for natural resource monitoring. Springer.
- Loo, H. van het (1997). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt II. Rapport 483.2, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Loo, H. van het (1998). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt V. Rapport 483.3, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- MNP (2007). Werking van de Meststoffenwet 2006. Overgang van verliesnormenstelsel naar een gebruiksnormenstelsel: evaluatie van werking in verleden (1998-2005), heden (2006-2007) en toekomst (2008-2015). Rapportnr. 500124001. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven, The Netherlands.
- PBL (2010). Het PBL-normenkader voor modellen. Vragenlijst, Toelichting en Lexicon. Interne mededeling. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, G.B.M. Heuvelink & T.C. van Leeuwen (2009). Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. WOT-werkdocument 157. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.
- Stehman, S.V. (2000). Practical implications of design-based sampling inference for thematic map accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 72, 35-45.
- Visschers, R. (1997). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt III. Rapport 483.1, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Visschers, R. (1998a). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt V. Rapport 483.3, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Visschers, R. (1998b). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt VI. Rapport 483.4, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Visschers, R. (1999a). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt I. Rapport 483.6, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

- Visschers, R. (1999b). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt VII. Rapport 483.5, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Visschers, R. (2001). Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000; Kaarteenheden met Gt- associaties en kaarteenheden zonder Gt in Zuid Limburg. Alterra-rapport 167, Alterra, Wageningen.
- Visschers, R., P.A. Finke & J.J. de Gruijter (2007). A soil sampling program for the Netherlands. *Geoderma*, 139, 60-72
- Vries, F., de (1999). Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken. Rapport 125, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Wattel-Koekkoek, E.J.W., Reijs, J., Leeuwen, T.C. van, Fraters, B., Swen, H. en Boumans, L.J.M. (2008). Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. LMM jaarrapportage 2003. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 680717003.

Bijlage 1 Validatie van STONE met LMM-data gebaseerd op de steekproef van LMM

Validatie van STONE met LMM-data, gebaseerd op de steekproefopzet van LMM

D.J. BRUS

*Soil Science Centre, Wageningen University and Research Centre, P.O. Box 47,
6700 AA Wageningen, The Netherlands; E-mail: dick.brus@wur.nl*

1 Inleiding

In 2009 is het nutrinenemissiemodel STONE gevalideerd met data van het Landelijk Meetnet Mestkwaliteit (van der Salm et al., 2009). Om de berekeningen zo eenvoudig mogelijk te houden is o.a. aangenomen dat alle bedrijven van het LMM een gelijke insluitkans hebben, zodat gemiddeldes voor bijv. de hele zandregio geschat kunnen worden met het ongewogen gemiddelde van alle bedrijven in dit gebied. Verder is geen rekening gehouden met verschillen in oppervlakte van de bedrijven. In deze notitie zal de steekproefopzet van LMM onder de loep worden genomen, met als doel na te gaan wat de consequenties van deze steekproefopzet zijn voor de validatie van STONE met LMM data.

2 Doel van validatie

2.1 Output variabele

STONE heeft meerdere output variabelen. In dit onderzoek beperken we ons tot de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Ik wil hier al benadrukken dat deze nitraatconcentratie niet alleen in de ruimte varieert, maar ook in de tijd. Behalve verschillen in jaargemiddelden, zal er ook temporele variatie zijn binnen een jaar.

2.2 Rapportage eenheden

De ruimtelijke eenheden waarover STONE een uitspraak doet (de nitraatconcentratie voorspelt) zijn 6405 STONE plots. Een STONE plot bestaat uit een cluster van 250 m x 250 m pixels (niet noodzakelijkerwijs ruimtelijk aaneengesloten). De voorspelde gemiddelde nitraatconcentratie van een LMM bedrijf op een bepaald tijdstip is berekend als een gewogen gemiddelde van de voorspelde gehalten van de STONE plots binnen het bedrijf op dat tijdstip, met als gewicht de relatieve oppervlakte van de STONE plot binnen het bedrijf. Dit levert een verschilwaarde op tussen de met STONE voorspelde bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie en de in het LMM gemeten nitraatconcentratie. Dit verschil kan gezien worden als een geschatte fout in de voorspelde bedrijfsgemiddelde concentratie op dat tijdstip. We zijn onzeker over de fout in het voorspelde bedrijfsgemiddelde, o.a. omdat slechts een beperkt aantal locaties op een bedrijf is bemonsterd.

De verschilwaarden (geschatte fouten) worden berekend voor alle LMM bedrijven voor alle tijdstippen waarop deze bedrijven zijn bemonsterd. Als validatie-eenheid is gekozen voor grotere eenheden (reporting units), m.a.w. de verschilwaarden zijn gemiddeld over zowel ruimte als tijd. Ruimtelijk zijn de volgende drie aggregatie niveaus gebruikt:

1. de zandregio als geheel
2. KRW-grondwaterlichamen
3. bedrijfstypen.

Temporeel zijn twee aggregatie niveaus gebruikt:

1. alle zomerhalfjaren waarin LMM data zijn verzameld (meerjarig gemiddelde)
2. de afzonderlijke zomerhalfjaren.

Merk op dat langs de tijd de reporting units niet 1 of meer hele kalenderjaren beslaan, maar slechts 1 of meer bemonsteringsperiodes (zomerhalfjaren).

Dit betekent dat met STONE ruimte-tijd gemiddelde concentraties voorspeld moeten worden:

$$\tilde{\tilde{z}}_{\mathcal{AT}} = \int_{\mathbf{s} \in \mathcal{A}} \int_{t \in \mathcal{T}} \tilde{z}(\mathbf{s}, t) ds dt \quad (1)$$

waarin $\tilde{z}(\mathbf{s}, t)$ de met STONE voorspelde concentratie op lokatie \mathbf{s} en tijdstip t is. Het doel van deze validatiestudie is de bepaling van de fout in deze voorspelde ruimte-tijd gemiddelde concentratie

$$\bar{y}_{AT} = \tilde{\bar{z}}_{AT} - \bar{z}_{AT} = \int_{\mathbf{s} \in \mathcal{A}} \int_{t \in \mathcal{T}} \{\tilde{z}(\mathbf{s}, t) - z(\mathbf{s}, t)\} ds dt = \int_{\mathbf{s} \in \mathcal{A}} \int_{t \in \mathcal{T}} y(\mathbf{s}, t) ds dt \quad (2)$$

waarin $z(\mathbf{s}, t)$ en $y(\mathbf{s}, t)$ respectievelijk de werkelijke concentratie en de STONE voorspelfout in deze concentratie op lokatie \mathbf{s} en tijdstip t is.

3 Steekproefopzet LMM

Het LMM is eigenlijk niet één steekproef, maar een verzameling steekproeven, deelprogrammas genoemd. De belangrijkste deelprogrammas zijn

- Evaluerende Monitor (EM)
- Derogatie Monitor (DM)
- Uitspoelingsgevoelige gronden Monitor (UM)
- Referentie Monitor (RM)

Deze deelprogrammas (deelsteekproeven) hebben gemeenschappelijke kenmerken, maar er zijn ook duidelijke verschillen, zie van Leeuwen et al., (2009). Gemeenschappelijk is bijv. de set van stratificatie-*variabelen* gebruikt bij de selectie van bedrijven (NB de strata zelf zijn niet gelijk). De doelpopulaties, d.w.z. de populatie van bedrijven waarover een uitspraak

wordt gedaan is verschillend. Bijv. de doelpopulatie van DM is beperkt tot alle derogatiebedrijven in Nederland, terwijl de EM alle bedrijven in Nederland (behoudens zeer kleine bedrijven e.a. uitzonderingen, zie hierna) als doelpopulatie heeft. De EM is het basisprogramma van LMM.

Het LMM kan gezien worden als een steekproef in ruimte en tijd. Hierna wordt eerst de steekproefopzet in de ruimte besproken, d.w.z. hoe zijn de LMM bedrijven geselecteerd. Daarna wordt ingegaan op de selectie van de meettijdstippen.

3.1 Ruimtelijke steekproefopzet

Het LMM bestaat voor een belangrijk deel uit bedrijven die geselecteerd (geloot) zijn uit het BIN (Bedrijven Informatienet). Het BIN is op zijn beurt een steekproef uit (vrijwel) alle bedrijven van Nederland. In technische termen heet dit een tweefasen-steekproef (*two-phase sampling* of *double sampling*). In de eerste fase zijn de bedrijven van het BIN geselecteerd, en in de tweede fase zijn uit de geselecteerde bedrijven van het BIN de LMM bedrijven geselecteerd. Voor het schatten van parameters (gemiddelden, totalen) voor heel Nederland volgens de ontwerp-gebaseerde benadering (design-based estimation) moeten we de insluitkansen van de bedrijven in het LMM kennen. Deze insluitkansen worden bepaald door de steekproefopzetten in de eerste en de tweede fase.

De bedrijven in het BIN zijn geselecteerd met een gestratificeerde enkelvoudig

aselecte steekproefopzet. Als stratificatie-variabelen zijn gebruikt bedrijfsomvang en bedrijfstype. Bedrijven kleiner dan 16 ESU zijn buiten het steekproefkader gehouden. Voor 2001 is 16 DSU gebruikt als ondergrens, wat ongeveer gelijk is aan 18.7 ESU. Ook is een bovengrens gehanteerd: tot 2001 800 DSU, sinds 2001 1200 ESU, en sinds 2007 2000 ESU. De allocatie van het totaal aantal geselecteerde bedrijven naar de strata is niet-evenredig naar omvang van de strata. Bij deze allocatie is rekening gehouden met variatie binnen de strata. In heterogene strata zijn een onevenredig groot aantal bedrijven geloot. Merk op dat het BIN niet een statische steekproef van bedrijven is. Er vallen bedrijven af o.a. omdat deze bedrijven niet meer voldoen aan de doelpopulatie (te klein), en er komen nieuwe bedrijven bij. Door bovenvermelde wijzigingen in onder- en bovengrens kan het steekproefkader dat bij het loten van nieuwe bedrijven is gebruikt dus enigszins afwijken van het steekproefkader gebruikt voor eerdere meetrondes.

Het LMM is voor een belangrijk deel een substeekproef uit het BIN. Hierbij zijn BIN bedrijven kleiner dan 10 ha buiten beschouwing gelaten. De substeekproef van LMM bedrijven is net als de BIN bedrijven geselecteerd volgens een gestratificeerde aselechte steekproefopzet. Echter, de definitie van de strata wijkt af van de strata gebruikt bij het selecteren van BIN. Net als bij de selectie van BIN zijn bedrijfsomvang en bedrijfstype gehanteerd als stratificatie variabelen. De grenzen van de bedrijfsomvangklassen komen niet overeen met de grenzen gebruikt bij de selectie van het BIN. Verder

zijn de bedrijfstypen gebruikt bij de subselectie van het LMM uit het BIN gegroepeerd. Tot slot is bij de subselectie van LMM bedrijven grondsoortregio als derde stratificatievariabele gebruikt.

Bij de subselectie van LMM bedrijven uit BIN spelen de BIN-strata geen rol. Dit betekent dat het aantal LMM bedrijven binnen de BIN-strata niet vast is maar varieert tussen steekproeven.

Tot slot een korte toelichting op de bemonstering van het grondwater op de geselecteerde LMM bedrijven. Elk geselecteerde LMM bedrijf is bemonsterd in 16 boorgaten waarvan de lokaties geloot zijn met een gestratificeerde aselecte steekproefopzet. Op sommige bedrijven (welke?) is in meer dan 16 boorgaten bemonsterd. De randzones van een perceel met een breedte van 20 m zijn buiten beschouwing gelaten. De percelen van een bedrijf zijn gebruikt als strata. Het aantal boorgaten per stratum (perceel) is evenredig naar oppervlak. Door afronding is de allocatie niet perfect evenredig. De 16 watermonsters zijn samengevoegd tot twee mengmonsters (8 deelmonsters per mengmonster) volgens een volledig aselect mengmonsterschema.

3.2 Temporele steekproefopzet

Figuur 1 is een schematische weergave van de steekproef in ruimte en tijd.

In tegenstelling tot de meetlocaties (bedrijven) zijn de meettijdstippen niet geselecteerd d.m.v. loting. Praktische overwegingen hebben hierbij een rol gespeeld. Vooruitlopend op de statistische verwerking van de LMM-

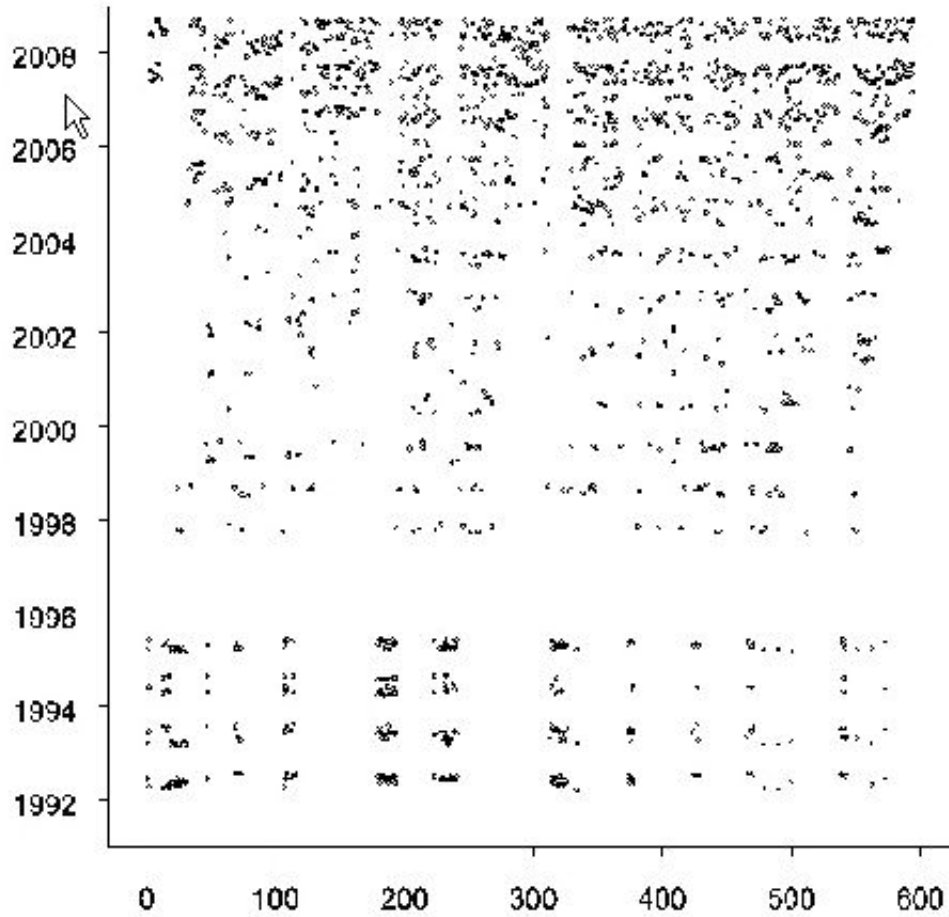


Figure 1: Schematische weergave van de LMM steekproef in ruimte en tijd. Op de horizontale as de locaties.

data (het schatten van de ruimte-tijd gemiddelden) heeft dit tot gevolg dat de ruimte-tijd gemiddelden niet volledig ontwerp-gebaseerd (*design-based*) geschat kunnen worden. Voor de aggregatie over de tijd zal een (stochastisch) model aangenomen moeten worden voor de temporele variatie van de bedrijfsgemiddelde concentratie of de gemiddelde concentratie van ruimtelijke rapportage eenheden (bijv. hele zandregio), en zijn model-aannames onvermijdelijk.

De meetfrequentie is 1 keer per jaar. Vanaf 2006 zijn bedrijven op natte zandgronden met drains twee keer per jaar bemonsterd. In het zandgebied zijn de bedrijven bemonsterd in het zomerhalfjaar (van wanneer tot wanneer?). De bedrijven zijn op verschillende dagen bemonsterd. De lengte van de totale bemonsteringsperiode, de periode waarin alle bedrijven van het zandgebied zijn bemonsterd, beslaat ongeveer het hele zomerhalfjaar (klopt dit?).

Ook de bemonstering van een bepaald bedrijf kan meerdere dagen in beslag genomen hebben. Soms zijn alle percelen van een bepaald bedrijf in een aaneengesloten periode bemonsterd met een lengte van 1 tot enkele dagen, soms is de bemonstering onderbroken, waarbij percelen in verschillende perioden zijn bemonsterd met een tussenperiode van tot enkele maanden. De concentratie in een mengmonster heeft dus soms betrekking op een temporeel gemiddelde over een aaneengesloten periode van 1 dag, soms op een temporeel gemiddelde van twee of meer dagen met een aanzienlijke tussen-

periode.

4 Schatten van ruimte-tijd gemiddelde verschilwaarden

Een vervelend probleem bij het schatten van de ruimte-tijd gemiddelde verschilwaarden van *reporting units* is dat op de meeste bedrijven slechts 1 meting per jaar is gedaan, en tevens per tijdseenheid slechts 1 bedrijf is bemonsterd. Met een tijdseenheid bedoel ik hier een periode met een lengte waar binnen de nitraatconcentratie geen relevante variatie vertoont. In het geval we meerdere metingen binnen een jaar zouden hebben, zouden we het ruimte-tijd gemiddelde kunnen schatten door eerst te middelen over de tijd en vervolgens te middelen over de bedrijven. In dit geval kunnen we niet anders dan de gemeten verschilwaarde op een ‘meettijdstip’ te gebruiken als een schatting van het gemiddelde verschil voor de bemonsteringsperiode (zomerhalfjaar) van dat jaar op het betreffende bedrijf. Vervolgens kan het gemiddelde over alle bedrijven in een *reporting unit* van deze zomerhalfjaargemiddelde concentraties (per bedrijf) worden geschat, gebruikmakend van de LMM-steekproefopzet. In de volgende paragraaf wordt uitgelegd hoe dit gemiddelde over alle bedrijven kan worden geschat. In de daarop volgende paragraaf wordt uitgelegd hoe vervolgens het ruimtelijke gemiddelden (gemiddelde per oppervlakte-eenheid) kan worden geschat. Aangezien bedrijven een verschillende oppervlakte hebben, zijn deze twee gemiddelden niet

aan elkaar gelijk.

4.1 Gemiddelden over alle bedrijven

Om gemiddelden over bedrijven te schatten heb ik in eerste instantie aangenomen dat de substeekproeven per BIN-stratum zijn geselecteerd. De reden is dat ik in dit geval denk te weten hoe de steekproefvariantie van het geschatte bedrijfsgemiddelde geschat zou kunnen worden.

Ik begin met het schatten van een gemiddelde over alle bedrijven *in een BIN-stratum*. Binnen een BIN-stratum hebben we een enkelvoudig aselechte steekproef (SI) van bedrijven. Uit deze steekproef is een gestratificeerde substeekproef van LMM-bedrijven getrokken. Het gemiddelde over alle bedrijven in een BIN-stratum kan geschat worden met (Särndal et al., 1992, p. 348)

$$\hat{y}_h = \frac{1}{N_h} \sum_{k=1}^{m_h} \frac{y_{hk}}{\pi_{hk}^*} \quad (3)$$

waarin N_h het totaal aantal bedrijven (in de populatie) in BIN-stratum h , m_h het aantal geselecteerde LMM-bedrijven in BIN-stratum h , en π_{hk}^* de insluitkans van bedrijf k in BIN-stratum h . Deze insluitkans kan berekend worden met:

$$\pi_{hk}^* = \pi_{ahk} \cdot \pi_{hk|s_a} \quad (4)$$

waarin π_{ahk} de kans is dat bedrijf k in de eerste fase wordt geselecteerd, en $\pi_{hk|s_a}$ de kans dat bedrijf k in de tweede fase wordt geselecteerd, geconditioneerd op de eerste fase steekproef. Bij SI in de eerste fase (binnen een

BIN-stratum zijn bedrijven enkelvoudig aselekt geselecteerd) en STSI in de tweede fase geldt

$$\begin{aligned}\pi_{ahk} &= \frac{n_h}{N_h} \\ \pi_{hk|s_a} &= \frac{m_{hl}}{n_{hl}}\end{aligned}\quad (5)$$

waarin n_h het totaal aantal geselecteerde bedrijven in de BIN-steekproef (eerste-fase steekproef) in BIN-stratum h , m_{hl} het aantal geselecteerde bedrijven in de LMM-steekproef (tweede-fase steekproef) in LMM-stratum l van BIN-stratum h , en n_{hl} het totaal aantal geselecteerde bedrijven in de BIN-steekproef (eerste-fase steekproef) in LMM-stratum l van BIN-stratum h is. Invullen van deze insluitkansen in vergelijking 3 levert de volgende eenvoudige schatter van het gemiddelde van BIN-stratum h op

$$\hat{y}_h = \sum_{k=1}^{m_h} \frac{n_{hl}}{n_h} \frac{y_{hk}}{m_{hl}} = \sum_{l=1}^{L_h} \sum_{k=1}^{m_{hl}} \frac{n_{hl}}{n_h} \frac{y_{hk}}{m_{hl}} = \sum_{l=1}^{L_h} \frac{n_{hl}}{n_h} \bar{y}_{s_{hl}} \quad (6)$$

waarin $\bar{y}_{s_{hl}}$ het (ongewogen) substeekproefgemiddelde in LMM-stratum l van BIN-stratum h is. Het gemiddelde van een BIN-stratum kan dus geschat worden met het gewogen gemiddelde van de LMM-stratumgemiddelden, met als gewicht de relatieve aantallen bedrijven geselecteerd in de eerste fase. NB in bovenstaande en onderstaande vergelijkingen staat y voor het verschil tussen de met STONE voorspelde bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie op een bepaald tijdstip en de met de steekproef geschatte bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie op hetzelfde tijdstip.

De steekproefvariantie van dit geschatte bedrijfsgemiddelde kan (mogelijk?) geschat worden met (Särndal et al., 1992, Eq. (9.4.14)):

$$\widehat{V}(\hat{y}_h) = \left(1 - \frac{1}{N_h}\right) \sum_{l=1}^{L_h} \left(\frac{n_{hl} - 1}{n_h - 1} - \frac{m_{hl} - 1}{N_h - 1}\right) \frac{n_{hl}}{n_h} \frac{s_{s_{hl}}^2}{m_{hl}} \quad (7)$$

$$+ \left(1 - \frac{n_h}{N_h}\right) \frac{1}{n_h - 1} \sum_{l=1}^{L_h} \frac{n_{hl}}{n_h} (\bar{y}_{s_{hl}} - \hat{y}_h)^2, \quad (8)$$

waarin $s_{s_{hl}}^2$ de variantie van y tussen de bedrijven in de steekproef van LMM-stratum l in BIN-stratum h is, en $\bar{y}_{s_{hl}}$ het (ongewogen) gemiddelde van y in deze steekproef is. Verwaarlozing van de termen $\frac{1}{N_h}$, $\frac{m_{hl}-1}{N_h-1}$ en $\frac{n_h}{N_h}$ resulteert in de vereenvoudigde variantie-schatter:

$$\widehat{V}(\hat{y}_h) = \sum_{l=1}^{L_h} \left(\frac{n_{hl} - 1}{n_h - 1}\right) \frac{n_{hl}}{n_h} \frac{s_{s_{hl}}^2}{m_{hl}} + \frac{1}{n_h - 1} \sum_{l=1}^{L_h} \frac{n_{hl}}{n_h} (\bar{y}_{s_{hl}} - \hat{y}_h)^2. \quad (9)$$

Vervolgens kan het populatie-gemiddelde eenvoudig geschat worden met de gewogen som van de geschatte stratum-gemiddelden:

$$\hat{y} = \sum_{h=1}^H \frac{N_h}{N} \hat{y}_h \quad (10)$$

waarin H het aantal BIN-strata is, en $N = \sum_{h=1}^H N_h$. Aangezien de steekproeven uit de BIN-strata onafhankelijk zijn, kan de steekproefvariantie van het geschatte populatie-gemiddelde eenvoudig geschat worden met de gewogen som van de geschatte steekproefvarianties:

$$\widehat{V}(\hat{y}) = \sum_{h=1}^H \left(\frac{N_h}{N}\right)^2 \widehat{V}(\hat{y}_h) \quad (11)$$

De LMM-steekproef is in 1 keer (gestratificeerd aselekt) getrokken uit de BIN-steekproef; de BIN-strata hebben bij de subselectie van LMM bedrijven

geen rol gespeeld. In dit geval kan het populatie-gemiddelde geschat worden met

$$\hat{y}_h = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^m \frac{y_k}{\pi_k^*} \quad (12)$$

waarin:

$$\pi_k^* = \pi_{ak} \cdot \pi_{k|s_a} \quad (13)$$

Bij STSI in de eerste fase en STSI in de tweede fase geldt

$$\begin{aligned} \pi_{ak} &= \frac{n_h}{N_h} \\ \pi_{k|s_a} &= \frac{m_{hl}}{n_{hl}} \end{aligned} \quad (14)$$

Invullen van deze insluitkansen levert de volgende schatter van het populatiegemiddelde op:

$$\hat{y} = \sum_{h=1}^H \frac{N_h}{N} \sum_{l=1}^{L_h} \frac{n_{hl}}{n_h} \bar{y}_{s_{hl}} \quad (15)$$

Merk op dat dit dezelfde schatter is als hiervoor (zie vergelijkingen 10 en 6). Voor het schatten van de steekproefvariantie moeten we er nu echter rekening mee houden dat de aantallen LMM-bedrijven (bedrijven geselecteerd in tweede-fase steekproef) in de BIN-strata (m_{hl}) stochastisch zijn, d.w.z. variëren tussen steekproeven getrokken met de steekproefopzet van de tweede fase. Een alternatief is om de conditionele steekproefvariantie te schatten, d.w.z. de steekproefvariantie geconditioneerd op de BIN-stratum aantallen in de daadwerkelijk getrokken LMM-steekproef. Klopt het dat deze conditionele steekproefvariantie geschat kan worden met vergelijking 11? Hoe onconditionele steekproefvariantie te schatten?

4.2 Ruimtelijke gemiddelden

We zijn niet zozeer geïnteresseerd in gemiddelden over bedrijven, maar in ruimtelijke gemiddelden, zie vergelijking 1. Omdat de bedrijven niet een gelijk oppervlak hebben zijn deze twee gemiddelden niet aan elkaar gelijk. Het ruimtelijke gemiddelde is geschat door het geschatte totaal over alle bedrijven te delen door de totale oppervlakte.

Het totaal kan eenvoudig geschat worden met

$$\hat{t}(y) = N \cdot \hat{y}, \quad (16)$$

en de steekproefvariantie van dit geschatte totaal kan geschat worden met

$$\widehat{V}(\hat{t}(y)) = N^2 \cdot \widehat{V}(\hat{y}). \quad (17)$$

De steekproefvariantie van het geschatte ruimtelijke gemiddelde $\hat{y}_{\mathcal{A}}$ kan dan vervolgens geschat worden met de steekproefvariantie van het geschatte totaal gedeeld door de totale gekwadrateerde oppervlakte:

$$\widehat{V}(\hat{y}_{\mathcal{A}}) = \frac{\widehat{V}(\hat{t}(y))}{A^2} \quad (18)$$

Een alternatief is om het geschatte totaal te delen door de *geschatte* totale oppervlakte:

$$\hat{y}_{\mathcal{A},\text{ratio}} = \frac{\hat{t}(y)}{\hat{A}} \quad (19)$$

Dit wordt een ratio-schatting genoemd. Deze ratio-schatting is naar verwachting preciezer dan de eerste schatting, d.w.z. de steekproefvariantie

is kleiner. De totale oppervlakte kan geschat worden door in vergelijking 15 het substeekproefgemiddelde \bar{y}_{shl} te vervangen door het substeekproefgemiddelde van de bedrijfsoppervlaktes, \bar{a}_{shl} , en vervolgens de geschatte gemiddelde bedrijfsoppervlakte te vermenigvuldigen met het totaal aantal bedrijven, N .

De steekproefvariantie van deze ratio-schatting (geconditioneerd op de BIN-stratum aantallen in de daadwerkelijk getrokken LMM-steekproef) kan geschat worden door voor elk LMM-bedrijf residuen te berekenen met:

$$d_k = y_k - \hat{y}_{\mathcal{A},\text{ratio}} a_k, \quad (20)$$

waarin a_k de oppervlakte van bedrijf k is (NB de niet-bemonsterde randzone moet afgetrokken worden van de bedrijfsoppervlakte). Met deze residuen kan vervolgens de steekproefvariantie geschat worden met (vergelijk met vergelijking 9):

$$\widehat{V}(\hat{d}_h) = \sum_{l=1}^{L_h} \left(\frac{n_{hl} - 1}{n_h - 1} \right) \frac{N_{hl} s_{shl}^2(d)}{N_h m_{hl}} + \frac{1}{n_h - 1} \sum_{l=1}^{L_h} \frac{n_{hl}}{n_h} \left(\bar{d}_{shl} - \hat{d}_{\mathcal{A},\text{ratio}} \right)^2, \quad (21)$$

waarin $s_{shl}^2(d)$ de variantie van de residuen d tussen de bedrijven in de steekproef van LMM-stratum l in BIN-stratum h is, \bar{d}_{shl} het (ongewogen) gemiddelde van d in deze steekproef is, en $\hat{d}_{\mathcal{A},\text{ratio}}$ de ratio-schatting van de residuen (hoort dit 0 te zijn?)

4.3 Samengestelde schatter

De steekproef is niet statisch: in later meetrondes zijn nieuwe LMM bedrijven uit de BIN-steekproef geloot, deels ter vervanging van afgevallen bedri-

jven. Op deze wijze kan een steekproef van een bepaalde meetronde uit een aantal generaties bedrijven bestaan, d.w.z. bedrijven geselecteerd in verschillende meetrondes. Bij de statistische verwerking is het niet nodig rekening te houden met deze generaties, m.a.w. de steekproefdata kunnen verwerkt worden alsof de substeekproef van LMM bedrijven in 1 keer is getrokken uit de BIN-steekproef.

Een complicatie ontstaat wanneer de BIN-steekproef geheel is uitgeput, en LMM-bedrijven rechtstreeks worden geloot uit de landbouwtelling. Dit probleem treedt niet op bij deelsteekproef EM, wel bij de deelsteekproeven DM en UM. In dit geval kan het populatiegemiddelde het beste geschat worden met de samengestelde schatter (*composite estimator*)

$$\hat{y}_{\text{comp}} = w_1 \hat{y}_t + w_2 \hat{y}_1 \quad (22)$$

waarin w_1 en w_2 gewichten zijn die sommeren tot 1, en \hat{y}_t het gemiddelde geschat met de tweefasensteekproef (LMM bedrijven geloot uit BIN bedrijven), en \hat{y}_1 het gemiddelde geschat met de bedrijven rechtstreeks geloot uit de CBS-landbouwtelling. De optimale gewichten, d.w.z. de gewichten die leiden tot de kleinste steekproefvariantie van de samengestelde schatter, kunnen worden berekend met (Särndal et al., 1992, p. 372):

$$w_1 = 1 - w_2 = \frac{V(\hat{y}_1) - C(\hat{y}_t, \hat{y}_1)}{V(\hat{y}_t) + V(\hat{y}_1) - 2C(\hat{y}_t, \hat{y}_1)} \quad (23)$$

Wanneer de aanvullende steekproef uit slechts een gedeelte van de populatie (reporting unit) is getrokken, bijv. uit slechts 1 of enkele BIN-strata,

moet de samengestelde schatter worden toegepast op het niveau van deze strata. Alleen voor deze strata hebben we dan immers twee schattingen die gecombineerd moeten worden:

$$\hat{y}_{h,\text{comp}} = w_1 \hat{y}_{h,t} + w_2 \hat{y}_{h,1} \quad (24)$$

Voor de overige strata is slechts 1 schatting beschikbaar. Uiteindelijk worden de geschatte stratungemiddelden gepoold met de gebruikelijke schatter voor gestratificeerde steekproeven, zie vergelijking 10.

4.4 Combineren van deelsteekproeven

Deze paragraaf gaat over hoe twee of meer deelsteekproeven gecombineerd kunnen worden, of preciezer geformuleerd hoe het gemiddelde (over bedrijven of ruimtelijk) van een reporting unit geschat kan worden op basis van twee of meer deelsteekproeven. Als voorbeeld neem ik de deelsteekproeven EM en DM. De doelpopulaties van deze twee deelsteekproeven zijn verschillend, zie figuur.... In de deelsteekproef DM is de doelpopulatie de derogatiebedrijven, terwijl in EM ook niet-derogatiebedrijven tot de doelpopulatie behoren. De doelpopulatie van DM is geen deelpopulatie van EM: bepaalde derogatiebedrijven zijn in EM buiten beschouwing gelaten. De doelpopulaties van EM en DM overlappen elkaar wel. Voor de selectie van DM bedrijven is zoveel mogelijk geput uit de EM steekproef. Er zijn dus geen extra derogatiebedrijven geselecteerd uit strata die vertegenwoordigd zijn in de EM steekproef. Mat andere woorden, in het overlappende deel van de twee

doelpopulaties is slechts 1 x een steekproef getrokken. In dit geval kan het gemiddelde van de samengevoegde doelpopulaties van EM en DM geschat worden met het gewogen gemiddelde van het geschatte gemiddelde van de EM-populatie en het geschatte gemiddelde van de DM-populatie voor zover deze niet tot de EM doelpopulatie behoort:

$$\hat{y}_{\text{comb}} = w_1 \hat{y}_{\text{EM}} + w_2 \hat{y}_{\text{DM-}} \quad (25)$$

waarin $\hat{y}_{\text{DM-}}$ het geschatte gemiddelde is van de doelpopulatie van DM m.u.v. het deel behorend tot EM, en w_1 en w_2 relative aantallen bedrijven (als gemiddeldes over bedrijven worden gecombineerd) of relatieve oppervlaktes (als ruimtelijke gemiddeldes worden gecombineerd) zijn.

References

Särndal, C. E., Swensson, B., and Wretman, J. (1992). *Model Assisted Survey Sampling*. Springer Verlag, New York.

Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2009

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

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

2009

- 126** *Kamphorst, D.A.* Keuzes in het internationale biodiversiteitsbeleid; Verkenning van de beleidstheorie achter de internationale aspecten van het Beleidsprogramma Biodiversiteit (2008-2011)
- 127** *Dirkx, G.H.P. & F.J.P. van den Bosch.* Quick scan gebruik Catalogus groenblauwe diensten
- 128** *Loeb, R. & P.F.M. Verdonschot.* Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren
- 129** *Kruit, J. & P.M. Veer.* Herfotografie van landschappen; Landschapsfoto's van de 'Collectie de Boer' als uitgangspunt voor het in beeld brengen van ontwikkelingen in het landschap in de periode 1976-2008
- 130** *Oenema, O., A. Smit & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Landelijk Gebied; werkwijze en eerste resultaten
- 131** *Agricola, H.J.A.J. van Strien, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, N.Y. van der Wulp, L.M.G. Groenemeijer, W.F. Lukey & R.J. van Til.* Achtergrond-document Nulmeting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 132** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-001 – Koepel
- 133** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 134** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 135** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-005 – M-AVP
- 136** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 137** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 138** *Jong de, J.J., J. van Os & R.A. Smidt.* Inventarisatie en beheerskosten van landschapselementen
- 139** *Dirkx, G.H.P., R.W. Verburg & P. van der Wielen.* Tegenkrachten Natuur. Korte verkenning van de weerstand tegen aankopen van landbouwgrond voor natuur
- 140** *Annual reports for 2008; Programme WOT-04*
- 141** *Vullings, L.A.E., C. Blok, G. Vonk, M. van Heusden, A. Huisman, J.M. van Linge, S. Keijzer, J. Oldengarm & J.D. Bulens.* Omgaan met digitale nationale beleidskaarten
- 142** *Vreke, J., A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk, M. Pleijte, P.H. Kersten & F.J.P. van den Bosch.* Maatlat Government – Governance
- 143** *Gerritsen, A.L., R.P. Kranendonk, J. Vreke, F.J.P. van den Bosch & M. Pleijte.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het investeringsbudget Landelijk Gebied. Een verslag van casusonderzoek in de provincies Drenthe, Noord-Brabant en Noord-Holland.
- 144** *Luesink, H.H., P.W. Blokland, M.W. Hoogeveen & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 2006 en 2007
- 145** *Bakker de, H.C.M. & C.S.A. van Koppen.* Draagvlakonderzoek in de steigers. Een voorstudie naar indicatoren om maatschappelijk draagvlak voor natuur en landschap te meten
- 146** *Goossen, C.M.,* Monitoring recreatiegedrag van Nederlanders in landelijke gebieden. Jaar 2006/2007
- 147** *Hoefs, R.M.A., J. van Os & T.J.A. Gies.* Kavelruil en Landschap. Een korte verkenning naar ruimtelijke effecten van kavelruil.
- 148** *Klok, T.L., R. Hille Ris Lambers, P. de Vries, J.E. Tamis & J.W.M. Wijsman.* Quick scan model instruments for marine biodiversity policy.
- 149** *Spruijt, J., P. Spoorenberg & R. Schreuder.* Milieueffectiviteit en kosten van maatregelen gewasbescherming.
- 150** *Ehlert, P.A.I. (rapporteur).* Advies Bemonstering bodem voor differentiatie van fosfaatgebruiksnormen.
- 151** *Wulp van der, N.Y.* Storende elementen in het landschap: welke, waar en voor wie? Bijlage bij WOt-paper 1 – Krassen op het landschap
- 152** *Oltmer, K., K.H.M. van Bommel, J. Clement, J.J. de Jong, D.P. Rudrum & E.P.A.G. Schouwenberg.* Kosten voor habitattypen in Natura 2000-gebieden. Toepassing van de methode Kosteneffectiviteit natuurbeleid.
- 153** *Adrichem van, M.H.C., F.G. Wortelboer & G.W.W. Wameling (2010).* MOVE. Model for terrestrial Vegetation. Version 4.0
- 154** *Wameling, G.W.W., R.M. Winkler & F.G. Wortelboer.* User documentation MOVE4 v 1.0
- 155** *Gies de, T.J.A., L.J.J. Jeurissen, I. Staritsky & A. Bleeker.* Leefomgevingsindicatoren Landelijk gebied. Inventarisatie naar stand van zaken over geurhinder, lichthinder en fijn stof.
- 156** *Tamminga, S., A.W. Jongbloed, P. Bikker, L. Sebek, C. van Bruggen & O. Oenema.* Actualisatie excretiecijfers landbouwhuisdieren voor forfaits regeling Meststoffenwet
- 157** *Van der Salm, C., L. M. Boumans, G.B.M. Heuvelink & T.C. van Leeuwen.* Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid
- 158** *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer. Een vergelijking van Programma Beheer met de soorten en habitats van Natura 2000
- 159** *Gerritsen, A.L., D.A. Kamphorst, T.A. Selnes, M. van Veen, F.J.P. van den Bosch, L. van den Broek, M.E.A. Broekmeyer, J.L.M. Donders, R.J. Fontein, S. van Tol, G.W.W. Wameling & P. van der Wielen.* Dilemma's en barrières in de praktijk van het natuur- en landschapsbeleid; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 160** *Fontein R.J., T.A. de Boer, B. Breman, C.M. Goossen, R.J.H.G. Henkens, J. Luttik & S. de Vries.* Relatie recreatie en natuur; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 161** *Deneer, J.W. & R. Kruijne. (2010).* Atmosferische depositie van gewasbeschermingsmiddelen. Een verkenning van de literatuur verschenen na 2003.
- 162** *Verburg, R.W., M.E. Sanders, G.H.P. Dirkx, B. de Knegt & J.W. Kuhlman.* Natuur, landschap en landelijk gebied. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 163** *Doorn van, A.M. & M.P.C.P. Paulissen.* Natuurgericht milieubeleid voor Natura 2000-gebieden in Europees perspectief: een verkenning.
- 164** *Smidt, R.A., J. van Os & I. Staritsky.* Samenstellen van landelijke kaarten met landschapselementen, grondeigendom en beheer. Technisch achtergronddocument bij de opgeleverde bestanden.
- 165** *Pouwels, R., R.P.B. Foppen, M.F. Wallis de Vries, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen & A. van Kleunen.* Verkenning LARCH: omgaan met kwaliteit binnen ecologische netwerken.
- 166** *Born van den, G.J., H.H. Luesink, H.A.C. Verkerk, H.J. Mulder, J.N. Bosma, M.J.C. de Bode & O. Oenema,* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen, versie 2009.
- 167** *Dijk, T.A. van, J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehlert, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema.* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet- Versie 2.1
- 168** *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, A. Karbauskas & P. Roza.* De vermaatschappelijking van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Een inventarisatie van visies in Brussel en diverse EU-lidstaten.
- 169** *Vreke, J. & I.E. Salverda.* Kwaliteit leefomgeving en stedelijk groen.

- 170 *Hengsdijk, H. & J.W.A. Langeveld.* Yield trends and yield gap analysis of major crops in the World.
- 171 *Horst, M.M.S. ter & J.G. Groenwold.* Tool to determine the coefficient of variation of DegT50 values of plant protection products in water-sediment systems for different values of the sorption coefficient
- 172 *Boons-Prins, E., P. Leffelaar, L. Bouman & E. Stehfest (2010)* Grassland simulation with the LPJmL model
- 173 *Smit, A., O. Oenema & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Kwaliteit Landelijk Gebied
- 2010**
- 174 *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-001 – Koepel
- 176 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 177 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 178 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-005 – M-AVP
- 179 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 180 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 181 *Annual reports for 2009; Programme WOT-04*
- 182 *Oenema, O., P. Bikker, J. van Harn, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek.* Quickscan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eiwitvoorziening'.
- 183 *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink.* Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184 *Dirix, G.H.P. (red.).* Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden.
- 185 *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen.* Grondprijskaarten 1998-2008
- 186 *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld.* Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid.
- 187 *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg.* Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188 *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189 *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190 *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort.* A disposition of interpolation techniques
- 191 *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luesink & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192 *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet.* De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193 *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk.* Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194 *Veeneklaas, F.R. & J. Vader.* Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195 *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Mûcher & I.R. Geizendorffer.* Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196 *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij.* Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197 *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort.* Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198 *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen.* Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199 *Bos, E.J. & M.H. Borgstein.* Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200 *Kennismarkt 27 april 2010;* Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving.
- 201 *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202 *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen.* Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergrond-document bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203 *Jongeneel, R.A. & L. Ge.* Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework.
- 204 *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers.* Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht.
- 205 *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord.* Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 206 *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman.* Groene en Blauwe Diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207 *Letourneau, A.P., P.H. Verburg & E. Stehfest.* Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208 *Heer, M. de.* Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209 *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot.* Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies.
- 210 *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka* Graadmeters Aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit Limnodata
- 211 *Linderhof, V.G.M. & Hans Lenema.* Quickscan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212 *Leneman, H. V.G.M. Linderhof & R. Michels.* Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213 *Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum.* Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214 *Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink.* Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aagebied.
- 215 *Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os.* Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216 *Kramer, H., J. Oldengarm en L.F.S. Roupioz.* Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 217 *Raffe, J.K. van, J.J. de Jong & G.W.W. Wamelink (2011).* Scenario's voor de kosten van natuurbeheer en stikstofdepositie; Kostenmodule v 1.0 voor de Natuurplanner
- 218 *Hazeu, G.W., Kramer, H., J. Clement & W.P. Daamen (2011).* Basiskaart Natuur 1990rev
- 219 *Boer, T.A. de.* Waardering en recreatief gebruik van Nationale Landschappen door haar bewoners
- 220 *Leneman, H., A.D. Schouten & R.W. Verburg.* Varianten van natuurbeleid: voorbereidende kostenberekeningen; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 221 *Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma.* Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

2011

- 222** *Kamphorst, D.A. en M.M.P. van Oorschot.* Kansen en barrières voor verduurzaming van houtketens
- 223** *Salm, C. van der en O.F. Schoumans.* Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften
- 224** *Bikker, P., M.M. van Krimpen & G.J. Remmelink.* Stikstofverteerbaarheid in voeders voor landbouwhuisdieren; Berekeningen voor de TAN-excretie
- 225** *M.E. Sanders & A.L. Gerritsen (red.).* Het biodiversiteitsbeleid in Nederland werkt; Achtergronddocument bij Balans van de Leefomgeving 2010
- 226** *Bogaart, P.W., G.A.K. van Voorn & L.M.W. Akkermans.* Evenwichtsanalyse modelcomplexiteit; een verkennende studie
- 227** *Kleunen A. van, K. Koffijberg, P. de Boer, J. Nienhuis, C.J. Camphuysen, H. Schekkerman, K.H. Oosterbeek, M.L. de Jong, B. Ens & C.J. Smit (2010).* Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008
- 228** *Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C van Leeuwen.* Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK).
- 229** *Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H.J. Venema en J.J. Jongsma.* Vijftig jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960-2009.
- 230** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-001 – Koepel
- 231** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-005 – M-AVP
- 234** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 236** *Arnouts, R.C.M. & F.H. Kistenkas.* Nederland op slot door Natura 2000: de discussie ontrafeld; Bijlage bij WOT-paper 7 – De deur klemt
- 237** *Harms, B. & M.M.M. Overbeek.* Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergrond-document bij Natuurverkenning 2011
- 238** *Agricola, H.J. & L.A.E. Vullings.* De stand van het platteland 2010. Monitor Agenda Vitaal Platteland; Rapportage Midterm meting Effectindicatoren
- 239** *Klijn, J.A.* Wisselend getij. Omgang met en beleid voor natuur en landschap in verleden en heden; een essayistische beschouwing. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011