

Verkenning van de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een metamodel voor de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden

C. van der Salm
T. Hoogland
D.J.J. Walvoort

werkdocumenten

wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR

For quality of life

Verkenning van de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een metamodel voor de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden

C. van der Salm

T. Hoogland

D.J.J. Walvoort

Werkdocument 110

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juli 2008

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. De reeks omvat zowel inhoudelijke documenten als beheersdocumenten.

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

Referaat

C. van der Salm, T. Hoogland and D.J.J. Walvoort, 2008. Verkenning van de mogelijkheden voor de *ontwikkeling van een metamodel voor de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 110

Op basis van een groot aantal runs van SWAP/ANIMO is een metamodel voor de voorspelling van de stikstofuitspoeling ontwikkeld. In deze studie zijn twee verschillende benaderingen gevolgd om een metamodel te ontwikkelen: (i) een (statistisch) model waarbij de modelstructuur gebaseerd is op de procesformulering een eenvoudig massabalans model voor stikstof en (ii) een zuiver statistisch model waarvoor variabelen zijn gebruikt waarvan verwacht wordt dat zij de stikstofuitspoeling beïnvloeden (landgebruik, Gt, bodemtype, N-input ed.). De verklaarde variantie voor de stikstofuitspoeling was bij beide modellen laag (40.6 en 60.9 %). De matige performance van de metamodellen lijkt sterk samen te hangen met de sterke variatie van de (im)mobilisatie en denitrificatieflexen in het moedermodel. Deze variatie kan slechts beperkt verklaard worden aan de hand van simpele parameters als bodemtype, landgebruik en Gt.

Trefwoorden: Metamodel, stikstof, uitspoeling, denitrificatie, (im)mobilisatie

Abstract

C. van der Salm, T. Hoogland and D.J.J. Walvoort, 2008.. Exploration of the possibilities to *develop a metamodel for the nitrogen leaching from agricultural soils*.. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOT-werkdocument

A metamodel has been developed to predict leaching of nitrogen from agricultural soils based on the runs with SWAP and ANIMO. In this study two approaches have been used to develop a metamodel: (i) a simple process-oriented model based on nitrogen mass balance calculations has been fitted on model runs and (ii) a pure statistical model has been fitted on model runs using parameters that may be expected to explain differences in N leaching. The explained variance of both types of model was low (40.6 and 60.9 % respectively). The poor performance of the model appears to be related to the strong variation in (im)mobilization and denitrification calculated by the original model. This variation can only be partly explained by simple parameters like soil type, land use and groundwater table.

Key words: Metamodel, nitrogen, leaching, denitrification, im(mobilization)

©2008 **Alterra**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

Tel: (0317) 48 54 71; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@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) 42 49 88; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Project WOT-04-007- 5233137-01 [Werkdocument 110 - juli 2008]

F-0008 (2008)

Inhoud

1	Inleiding	11
2	Formulering van een metamodel voor stikstofuitspoeling	13
3	Modelruns voor de ontwikkeling van het metamodel	17
3.1	Definitie van de modelruns	17
3.2	Representativiteit van de modelruns	18
4	Resultaten	23
4.1	Procesgeoriënteerd metamodel	23
4.1.1	Procesfluxen	23
4.1.2	Uitspoelingsflux	31
4.2	Volledig statistisch metamodel	36
4.3	Vergelijking van berekende uitspoelingsfluxen met het procesgeoriënteerde metamodel met STONE 2.2	39
5	Conclusies en aanbevelingen	41
5.1	Conclusies	41
5.2	Aanbevelingen	42
Bijlage 1	Figuren	47

Samenvatting

Op basis van een groot aantal runs van SWAP en ANIMO is een metamodel voor de voorspelling van de stikstofuitspoeling ontwikkeld. In deze studie zijn twee verschillende benaderingen gevolgd om een metamodel te ontwikkelen: (i) een (statistisch) model waarbij de modelstructuur gebaseerd is op de procesformulering van een eenvoudig massabalansmodel voor stikstof en (ii) een zuiver statistisch model waarvoor variabelen zijn gebruikt waarvan verwacht wordt dat zij de stikstofuitspoeling beïnvloeden (landgebruik, Gt, bodemtype, N-input ed.). De verklaarde variantie voor de stikstofuitspoeling was bij beide modellen laag (40.6 en 60.9 %). De hoogste verklaarde variantie werd over het algemeen gevonden voor natte gronden en de laagste verklaarde variantie voor droge gronden. Toepassing van het metamodel voor stikstofuitspoeling op de landbouwplots van STONE 2.2 geeft aan dat de gemiddelde uitspoeling voor de verschillende bodem-gewascombinaties redelijk voorspeld wordt. Het metamodel is echter minder goed in staat om verschillen in uitspoeling tussen de natte en droge gronden in te schatten. STONE 2.2 voorspelt ook een veel bredere range in N uitspoelingsfluxen bij een bepaalde N input dan het metamodel. Op het niveau van individuele plots is het metamodel niet in staat om een betrouwbare schatting van de met STONE berekende N uitspoeling te geven.

De matige performance van de metamodellen lijkt sterk samen te hangen met de sterke variatie van de (im)mobilisatie en denitrificatiefluxen in het moedermodel. Deze variatie kan slechts beperkt verklaard worden aan de hand van simpele parameters als bodemtype, landgebruik en Gt. Dat komt onder andere doordat het metamodel geen rekening houdt met de temporele variabiliteit van bijvoorbeeld het vochtgehalte. Het correct voorspellen van de temporele variabiliteit is een cruciale factor voor de voorspelling van de denitrificatie. Daarnaast kunnen verschillen in bodemopbouw (voorkomen van bv. veenlaagjes in de ondergrond) leiden tot grote variatie in (im)mobilisatie en denitrificatie binnen één bodemtype. De doorgevoerde verbetering van de parameterisatie van de afbraak van organische stof in de ondergrond in STONE 2.3 zal naar verwachting dit probleem verminderen

De ontwikkeling van een bruikbaar metamodel voor STONE lijkt mogelijk indien in een vervolgstudie aandacht besteed wordt aan de volgende punten:

- Het afleiden van een set modelruns op basis van de meest recente STONE versie (2.3) met een initialisatie en parameterisatie die specifiek gericht is op uitspoeling van stikstof naar grond- en oppervlaktewater
- Een analyse van de gesimuleerde fluxen in STONE, waarbij aandacht wordt besteed aan de orde van grote, de variatie en het voorkomen van extremen in deze termen in relatie tot de geografische schematisatie van STONE
- Eventueel kan naast de nu gebruikte technieken overwogen worden gebruik te maken van random forest technieken of neurale netwerken om een beter metamodel te ontwikkelen

Om de geschiktheid van een op deze basis ontwikkeld metamodel goed te kunnen beoordelen is tevens inzicht nodig in de onzekerheid van de voorspellingen van het moedermodel. Bij de huidige analyse bleek dat het metamodel wel de orde van grootte van de uitspoeling van geaggregeerde eenheden kon voorspellen maar aanzienlijke fouten maakte voor specifieke bodem-gewas-Gt combinaties. Inzicht in de onzekerheid in de uitspraken van het moedermodel op plotniveau is essentieel zodat besloten kan worden op welk aggregatieniveau het metamodel het beste ontwikkeld kan worden

Summary

A metamodel to predict the leaching of nitrogen to groundwater and surfacewater has been developed using a large number of simulation runs with the models SWAP and ANIMO. In this study two different approaches were used: (i) a (statistical) process-based model, in which the process description is based on a simple mass balance equation and (ii) a pure statistical model in which variables are used that are expected to determine nitrogen leaching (e.g. land use, groundwater table, soil type, nitrogen input etc.) The explained variance of both models was rather low (40.6 and 60.9 % respectively). Generally the highest explained variance was found for wet soils and the lowest explained variance was found for dry soils. The process-based metamodel is able to predict N leaching for the various soil-landuse combinations of the agricultural plots used in the model STONE 2.2 reasonably well. However, the metamodel is not able to accurately predict differences in leaching between wet and dry soils. The model STONE 2.2 predicts a much broader range in N leaching fluxes at a given N input compared to the metamodel. The metamodel is not able to predict N leaching for individual STONE plots accurately.

The poor performance of the metamodel appears to be related to the strong variation in (im)mobilization fluxes and denitrification fluxes in the original model. This variation can only be partly explained by differences in global parameters like soil type, land use and groundwater table. This may be caused by the simple structure of the metamodel that ignores for example temporal variability in soil water content. A correct estimate of the temporal variability in soil water content is a crucial factor in the prediction of denitrification. Differences in soil properties within a specific soil type (for example the occurrence of peat layers in the subsoil) may lead to strong variation in (im)mobilization and denitrification within a soil type. In the most recent version of STONE (STONE 2.3) the parameterization of the decay of organic matter in the subsoil has been improved, leading to a lower mobilization of nitrogen in the subsoil. It may be expected that this improvement reduces the impact of variation in soil properties on the model results.

This study indicates that the development of a suitable metamodel based on the model STONE is feasible when the following points are addressed:

- Model runs should be carried out using the latest STONE version (2.3) and initialization and parameterization should be conducted in such a way that the simulated range in leaching of nitrogen to groundwater and surface water is feasible
- Fluxes simulated by STONE should be analyzed, focusing on the order of magnitude, the variation, the extremes of the fluxes in relation to the geographical schematization of STONE
- Apart of the presently used techniques it may be considered to use other techniques to derive a metamodel such as random forest techniques or neural networks

Information on the uncertainty of the prediction of the mother model is needed to judge the performance of the newly developed metamodel. The current analyses showed that the metamodel was able to predict the order of magnitude of the aggregated units but failed to predict leaching fluxes for specific soil-land use-ground water table combinations. Information on the uncertainty of the mothermodel for the plot level can be used to find the most appropriate aggregation level at which the metamodel can be developed.

1 Inleiding

Uitspoeling van stikstof vanuit landbouwgronden naar grond- en oppervlaktewater wordt momenteel in Nederland op nationale schaal berekend met het nutriëntenemissiemodel STONE. Het doorrekenen van scenario's met STONE is relatief tijdrovend en het inspelen op specifieke problemen is vaak lastig. Daarnaast is het model te gecompliceerd om in te bouwen in decision support systemen. Voor veel beleidsvragen is een globale indicatie van de omvang van de uitspoeling van N voldoende. Daarnaast is vaak behoefte aan een hogere ruimtelijke resolutie dan nu verkregen kan worden met STONE. Dergelijke vragen kunnen sneller en makkelijker beantwoord worden met een eenvoudig model. De laatste jaren zijn daarom verschillende modellen ontwikkeld die eenvoudige relaties gebruiken tussen de stikstofinput en de stikstofuitspoeling zoals INITIATOR (De Vries *et al.*, 2003) en Miterra (Oenema *et al.*, 2007). Deze eenvoudige modellen zijn onafhankelijk van STONE ontwikkeld en de uitkomsten en conclusies die getrokken worden op basis van deze modellen kunnen dus op punten afwijken van die van STONE. Het gebruik van een eenvoudig model dat afgeleid is op basis van het moedermodel, een zogenoemd metamodel, voorkomt dat het gebruik van verschillende modellen leidt tot andere conclusies. Voorwaarden voor een dergelijk metamodel is dat het modelgedrag en de uitkomsten niet substantieel verschillen van het moedermodel STONE.

Metamodellen kunnen op basis van verschillende statistische technieken direct afgeleid worden uit een moedermodel. Een ander mogelijkheid is het bouwen van een eenvoudig procesmodel wat met (lineaire) regressie gefit wordt op het moedermodel. Gebruik van een dergelijk procesgeoriënteerd metamodel leverde voor pesticide uitspoeling een zeer hoge correlatie op tussen de uitkomsten van het moedermodel en het metamodel (Tiktak *et al.*, 2006). Voor stikstof zou bijvoorbeeld gebruik kunnen worden gemaakt van de modelformulering van het eenvoudige stikstofmodel Initiator (De Vries *et al.*, 2003). Bijkomend voordeel is dat dit bij gunstige uitkomsten tevens leidt tot effectieve procesparameters voor Initiator.

In dit rapport worden de mogelijkheden besproken om op basis van de bovengenoemde technieken een metamodel voor stikstof te ontwikkelen. De basis van het te ontwikkelen metamodel wordt in hoofdstuk 2 besproken. Voor het afleiden van het metamodel is gebruik gemaakt van een groot aantal SWAP/ANIMO runs die uitgevoerd waren voor de ontwikkeling van een metamodel voor de uitspoeling van fosfaat (Walvoort *et al.*, 2008). Het gebruik van bestaande runs brengt een aantal beperkingen met zich mee doordat de runs niet specifiek afgestemd zijn op de ontwikkeling van een metamodel voor stikstof. De keuzen die gemaakt zijn bij het uitvoeren van de runs en de beperkingen die hier uit voortvloeien worden kort toegelicht in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 worden de resultaten besproken van de ontwikkeling van een metamodel op basis van de uitgevoerde modelruns. Hoofdstuk 5 bevat conclusies en aanbevelingen.

2 Formulering van een metamodel voor stikstofuitspoeling

Voor het ontwikkelen van een metamodel voor stikstof kunnen verschillende (proces)formuleringen gebruikt worden. Het metamodel kan bijvoorbeeld gebaseerd worden op een analytische oplossing voor stoftransport (Jury and Gruber, 1989; Tiktak *et al.*, 2006) of op een eenvoudige massabalansvergelijking (Breeuwsma *et al.*, 1987). Daarnaast kan gekozen worden voor volledig statistisch georiënteerde technieken (bijvoorbeeld multi-pele regressie). De keuze van de te optimaliseren parameters is hierbij gebaseerd op kennis over het gedrag van het moedermodel (Janssen *et al.*, 2005).

Analytische oplossing

Voor het voorspellen van de concentratie van pesticiden (Tiktak *et al.*, 2006) is gebruik gemaakt van de volgende formulering:

$$C_L = C_0 \exp\left(-\frac{\mu(\theta + \rho f_{om} K_{om})L + gSL}{q}\right) \quad (1)$$

waarbij

C_L = 80 percentiel van de uitspoelingsconcentratie

C_0 = de concentratie aan de bovenrand

μ = de 1^e orde afbraak constante van het pesticide

θ = volumetrisch water gehalte

ρ = bulk dichtheid

K_{om} = sorptieconstante van het pesticide

L = diepte

g = opname factor

S = transpiratie

Deze vergelijking is vervolgens gefit op de uitkomst van een gedetailleerd model:

$$\ln C_L = \alpha_0 - \alpha_1 X_1 - \alpha_2 X_2 - \alpha_3 X_3 \quad (2)$$

waarbij α_0 t/m α_3 regressie coëfficiënten zijn en de termen X_1 t/m X_3 gelijk zijn aan resp.:

$$X_1 = \frac{\mu\theta L}{q}, \quad X_2 = \frac{\mu\rho f_{om} K_{om} L}{q} \quad \text{en} \quad X_3 = \frac{gSL}{q} \quad (3)$$

Het vinden van een vergelijkbare formulering voor stikstof is echter lastig gezien het grote aantal (niet lineaire) processen dat een rol speelt in de stikstofcyclus en de wens om zowel de verticale als laterale uitspoeling van stikstof in de formulering mee te nemen.

Massabalans model

Een alternatief is het gebruik van een eenvoudige massabalans voor N (Breeuwsma *et al.*, 1987) zoals die bv. ook in het stikstof model Initiator wordt gebruikt (De Vries *et al.*, 2003):

$$N_{uit} = N_{dep} + N_{km} + N_{min} + N_{org} - N_{ver} - N_{opn} - N_{den} - N_{im} \quad (4)$$

Waarbij:

N_{uit} = uit- en afspoeling van stikstof ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{dep} = stikstofdepositie ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{km} = stikstoftoediening in kunstmest ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{min} = toediening van minerale stikstof in dierlijke mest ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{org} = toediening van organische stikstof in dierlijke mest ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{ver} = NH_4 vervluchtiging ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{opn} = N opname ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{den} = N denitrificatie ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)
 N_{im} = netto immobilisatie ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)

De termen N_{dep} , N_{km} , N_{min} en N_{org} kunnen direct uit de STONE input worden afgeleid. N_{ver} kan berekend worden als een fractie van N_{min} . Sommatie van de input termen leidt na correctie voor de vervluchtiging tot de effectieve N-input:

$$N_{in,eff} = N_{dep} + N_{km} + N_{min} + N_{org} - N_{ver} \quad (5)$$

De stikstof opname wordt berekend als:

$$N_{up} = N_{up,min} + fr_{up} N_{in,eff} \quad (6)$$

De immobilisatie van stikstof wordt berekend als:

$$N_{im} = fr_{im} (N_{in,eff} - N_{up}) \quad (7)$$

N_{den} kan berekend worden als een denitrificatie fractie maal het stikstofverschot:

$$N_{den} = fr_{de} (N_{in,eff} - N_{up} - N_{im}) \quad (8)$$

N_{uit} kan vervolgens herschreven worden tot:

$$N_{uit} = N_{in,eff} - N_{up} - N_{im} - N_{de} \quad (9)$$

$$N_{uit} = N_{in,eff} - N_{up} - fr_{im} (N_{in,eff} - N_{up}) - fr_{de} (N_{in,eff} - N_{up} - N_{im}) \quad (10)$$

$$N_{uit} = (N_{in,eff} - N_{up}) (1 - fr_{im} - fr_{de}(1 - fr_{im})) \quad (11)$$

f_{den} = denitrificatiefractie

De uitspoeling van stikstof kan nog gesplitst worden in uitspoeling naar grond- en opp. water. De uitspoeling naar het grondwater wordt berekend als:

$$N_{uit,gr} = f_{leach} N_{uit} \quad (12)$$

waarbij f_{leach} de fractie van het neerslagoverschot is dat uitspoelt naar het oppervlaktewater.

De uitspoeling naar het oppervlaktewater wordt dan

$$N_{uit,opp} = (1 - f_{leach}) N_{uit} \quad (13)$$

De bovengenoemde procesformulering kan gefit worden op de uitgevoerde modelruns door de parameters te relateren aan landgebruik, textuur, Gt (of groep van Gt's) zoals ook bij de parameterisatie van Initiator wordt gedaan. Voor de stikstof opname levert dat het volgende statistische model op:

$$N_{up} = L * Gt * T + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T) \quad (14)$$

waarbij N_{dm} de mestinput uit dierlijke mest is en N_{ndm} de N input uit niet dierlijke mest

$N_{up, min}$ is in Initiator een functie van landgebruik (L), textuur (T) en Gt (De Vries *et al.*, 2003) en kan dus in het statistische model als interactie van deze termen worden gefit ($L * Gt * T$). Hetzelfde geldt voor fr_{up} , $N_{in, eff}$ kan, door de depositie en vervluchtiging te verwaarlozen, vereenvoudigd worden tot de input uit respectievelijk dierlijke mest en kunstmest.

De immobilisatiefractie (fr_{im}) wordt vaak verwaarloosd in landbouwgronden (De Vries *et al.*, 2003) m.u.v. veengronden waar een sterke mobilisatie van stikstof mag worden verwacht. Als de immobilisatie niet verwaarloosd wordt kan het volgende statistische model worden gebruikt:

$$N_{im} = L * Gt * T + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T) \quad (15)$$

De denitrificatiefractie (fr_{de}) is sterk afhankelijk van de Gt en mogelijk van de textuur (Heinen *et al.*, 2006a en b). De denitrificatie kan gefit worden als:

$$N_{den} = L * Gt * T + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T) \quad (16)$$

Indien de verschillende termen opgeteld worden volgens vergelijking (4) dan bevat het model voor de afvoer van stikstof de volgende termen:

$$N_{uit} = N_{dm} + N_{ndm} + (L * Gt * T) + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T) \quad (17)$$

De stikstofuitspoeling wordt dus gefit als een (lineaire) functie van de dierlijke mestgift en de kunstmestgift:

$$N_{uit} = a + b N_{dm} + c N_{ndm}$$

De intercept a en de uitspoelingsfracties b en c worden verondersteld gerelateerd te zijn aan landgebruik, bodem en textuur.

Zuiver statische model

Als alternatief voor het hierboven beschreven model waarbij de procesformulering gebruikt wordt als uitgangspunt voor de modelstructuur kan ook gekozen voor een zuiver statistische methode. Voor de afleiding van een metamodel voor de fosfaatspoeling is gebruik gemaakt van een boommodel (Walvoort *et al.*, 2008). Deze optie is in de huidige studie niet verkend.

Een andere optie is het gebruik van lineaire regressie waarbij ook niet-lineaire relaties worden beschouwd en de modelstructuur niet is geënt op procesformuleringen. Dit soort relaties is hier beschouwd om een beeld te krijgen van de maximaal haalbare verklaarde variantie van een metamodel als procesformuleringen worden losgelaten. De statistische techniek die hierbij is toegepast is weliswaar lineaire regressie maar de toegepaste relaties zijn deels ook niet-lineair. Daarvoor zijn met lineaire regressie polynomen van predictoren gefit van de volgende vorm:

$$N_{uit} = \beta_0 + \beta_1 * N_{in} + \beta_2 * (N_{in})^2 + \beta_3 * GHG + \beta_4 * (GHG)^2 + \beta_5 * Bodemtype_i + \beta_6 * Landgebruik_j$$

Ook interacties van bodemtype, landgebruik en Gt met N input zijn beschouwd. De termen $\beta_3 * GHG + \beta_4 * (GHG)^2$ samen worden verder geschreven als $POL(GHG; 2)$ wat aangeeft dat een polynoom van GHG tot de 2e macht wordt gebruikt. Als modellen te complex worden t.o.v. de beschikbare data zijn ze niet als toepasbare modellen beschouwd voor voorspellingen in een metamodel omdat sprake kan zijn van een gelegheidsfit; dit is beoordeeld op basis van significantie. Er zijn zowel modellen voor de complete dataset afgeleid als deelmodellen voor unieke combinaties van bodemtype, landgebruik en Gt. In het geval van deelmodellen worden minder predictoren in het model opgenomen waardoor een combinatie van eenvoudiger deelmodellen worden geformuleerd, die gezamenlijk het totale modelbereik vertegenwoordigen.

De volgende complete modellen waarin N uitspoeling wordt verklaard uit N-input, GHG, GLG, Landgebruik, Gt, Textuur of Bodemtype zijn beschouwd:

$$\text{Nuit} = (\text{landgebruik} * \text{Gt} * \text{Textuur}) * \text{POL}(\text{Nin};2) + \text{POL}(\text{GHG};2) + \text{POL}(\text{GLG};2)$$

$$\text{Nuit} = (\text{landgebruik} * \text{Gt} * \text{bodemtype}) * \text{POL}(\text{Nin};2) + \text{POL}(\text{GHG};2) + \text{POL}(\text{GLG};2)$$

Als daarnaast ook de herkomst van N-input onderverdeeld naar kunstmest, kippenmest en drijfmest wordt opgenomen in de bovenstaande modelstructuur ontstaat het volgende model:

$$\text{Nuit} = F(\text{landUse} * \text{Gt} * \text{soilTexture}) + \text{POL}(\text{GHG};2) + \text{POL}(\text{GLG};2) + F(\text{landUse} * \text{Gt} * \text{soilTexture}) * \text{POL}(\text{N-kippenmest};2) + F(\text{landUse} * \text{Gt} * \text{soilTexture}) * \text{POL}(\text{N-kunstmest};2) + F(\text{landUse} * \text{Gt} * \text{soilTexture}) * \text{POL}(\text{N-kippenmest};2)$$

Bovenstaande modellen zijn gefit op de totale dataset, daarnaast zijn er deelmodellen gefit per unieke combinatie van landgebruik, textuur en Gt. In totaal betreft het 18 deelmodellen resulterend uit combinaties van drie landgebruikklassen, 3 textuurklassen en 6 Gt-klassen. Omdat per combinatie minder modelruns beschikbaar zijn om regressiemodellen op te fitten zijn minder complexe modellen gebruikt. Voor de deelmodellen per unieke combinatie zijn telkens dezelfde predictoren in het volgende model gebruikt:

$$\text{Nuit} = \text{Intercept} + \text{POL}(\text{Nin};2) + \text{Bodemtype} * \text{GHG} + \text{GLG}$$

De voorspellende kracht van de bovenstaande modellen worden bij de resultaten besproken.

3 Modelruns voor de ontwikkeling van het metamodel

3.1 Definitie van de modelruns

Het metamodel is ontwikkeld op basis van een groot aantal (25000) runs van ANIMO (vs) en SWAP (vs) die uitgevoerd waren voor de ontwikkeling van een metamodel voor fosfaat (Walvoort *et al.*, 2008). De modelruns zijn uitgevoerd voor een periode van 15 jaar waarbij gebruik gemaakt is van meteogegevens voor de periode 1986-2000. Het metamodel is afgeleid op basis van gemiddelde fluxen. Om initialisatie problemen te voorkomen zijn hiervoor uitsluitend de laatste 10 jaar van de simulatieperiode gebruikt.

De gebruikte versies van SWAP en ANIMO vormen de basis van STONE 2.2, dat gebruikt is voor de Evaluatie meststoffenwet 2004 (Schoumans *et al.*, 2004; RIVM 2004). De berekening van gewasopname en denitrificatie in de gebruikte ANIMO versie wijkt echter af van STONE 2.2. Daarnaast is de hydrologische parameterisatie die voor SWAP gebruikt is iets eenvoudiger dan in STONE 2.2 het geval is (Walvoort *et al.*, 2008). Het metamodel is dus in principe geen metamodel van STONE maar een metamodel van SWAP/ANIMO. In de praktijk blijkt echter dat het gebruik van SWAP/ANIMO een beperkte invloed op de berekende mediane fluxen (zie 3.2).

Parameterisatie modelruns

Om het noodzakelijke aantal runs voor de ontwikkeling van het metamodel te beperken is gewerkt met slechts twee drainage situaties: profielen met en profielen zonder buisdrainage. Verder is aangenomen dat buisdrainage niet voorkomt in natuurgebieden. Alle profielen worden gedraineerd door één lateraal afwateringssysteem. Tevens is de infiltratie van water van het oppervlaktewater naar het bodemprofiel verwaarloosd. Deze beide drainage opties zijn gecombineerd met de verschillende vormen van landgebruik (grasland, bouwland, maïs, natuurlijk grasland, sparrenbos, naaldbos en loofbos. Dit leidt tot een totaal van 10 landgebruik/drainage combinaties (6 landbouw en 4 natuur).

De initiële condities van de bodemprofielen zijn afkomstig van bestaande STONE profielen. Voor alle 21 bodemtypen in STONE zijn 10 karakteristieke profielen gekozen met een zo groot mogelijke variatie in fosfaattoestand en fosfaatbindend vermogen. Bij de selectie van bodemprofielen is niet expliciet rekening gehouden met bodemeigenschappen die belangrijk zijn voor de stikstofkringloop (zoals het organische stof profiel).

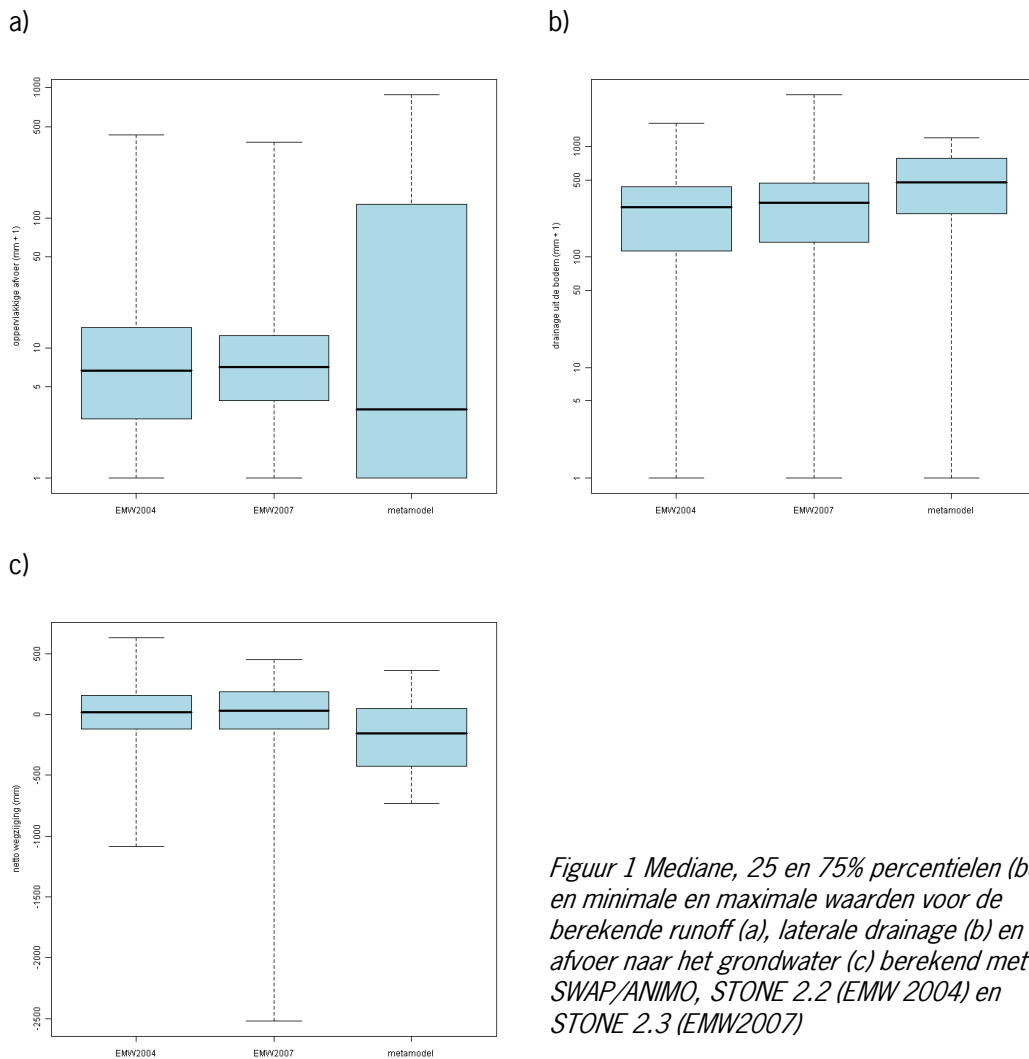
Als randvoorwaarde voor de meteorologie is gebruik gemaakt van de gegevens van meteostation De Bilt. Voor alle runs is aangenomen dat de bemesting plaats vindt door een mengsel van runderdrijfmest, kippenmest en kunstmest. Het kunstmestpercentage bedraagt in alle runs 40%. De totale bemesting is zo ingesteld dat de fosfaatgift varieert tussen 0 en 200 kg P₂O₅ ha⁻¹ jr⁻¹. De stikstofgift volgt de fosfaatgift op basis van N-P ratio van de mest dit resulteert in een N bemesting tussen 0 en 350 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Bij de keuze van het tijdstip van bemesting wordt oa. rekening gehouden met het weer, de bereikbaarheid van de bodem en het ontwikkelingsstadium van het gewas (zie verder Walvoort *et al.*, 2008).

Tenslotte zijn voor elke combinatie van landgebruik en drainage, 2500 combinaties getrokken van initiële toestanden en randvoorwaarden. Deze trekking heeft plaats gevonden door middel van Latin Hypercube Sampling. Details over de gebruikte ranges van modelparameters en de trekking procedure zijn te vinden in Walvoort *et al.*, 2008.

Bij de uitvoering van 25000 runs zijn uiteindelijk een aantal zeer natte profielen uitgesloten omdat deze geen realistische resultaten opleverden. Daarnaast leverde een aantal gedefinieerde situaties problemen op bij het draaien van het hydrologische model SWAP. Voor de ontwikkeling van het metamodel voor stikstof zijn de runs voor natuurgebieden niet meegenomen. Na deze selectie bleven er ruim 11000 runs over. Een deel van deze runs kwam pas in een laat stadium beschikbaar en daarom is voor de ontwikkeling van het metamodel in dit project een subset van 7644 runs gebruikt.

3.2 Representativiteit van de modelruns

Voor de ontwikkeling van een goed metamodel is het noodzakelijk dat de uitkomsten van de modelruns die gebruikt zijn voor de metamodelontwikkeling een representatief beeld geven van de uitkomsten van het moedermodel. Dit betekent dat de verdeling (mediaan, kwartielen) van de uitkomsten van de runs voor het metamodel goed overeenkomen met de uitkomsten van het moedermodel. Daarnaast is het van groot belang dat de metamodelruns minimaal de bandbreedte van de uitkomsten van het oorspronkelijke model dekken.

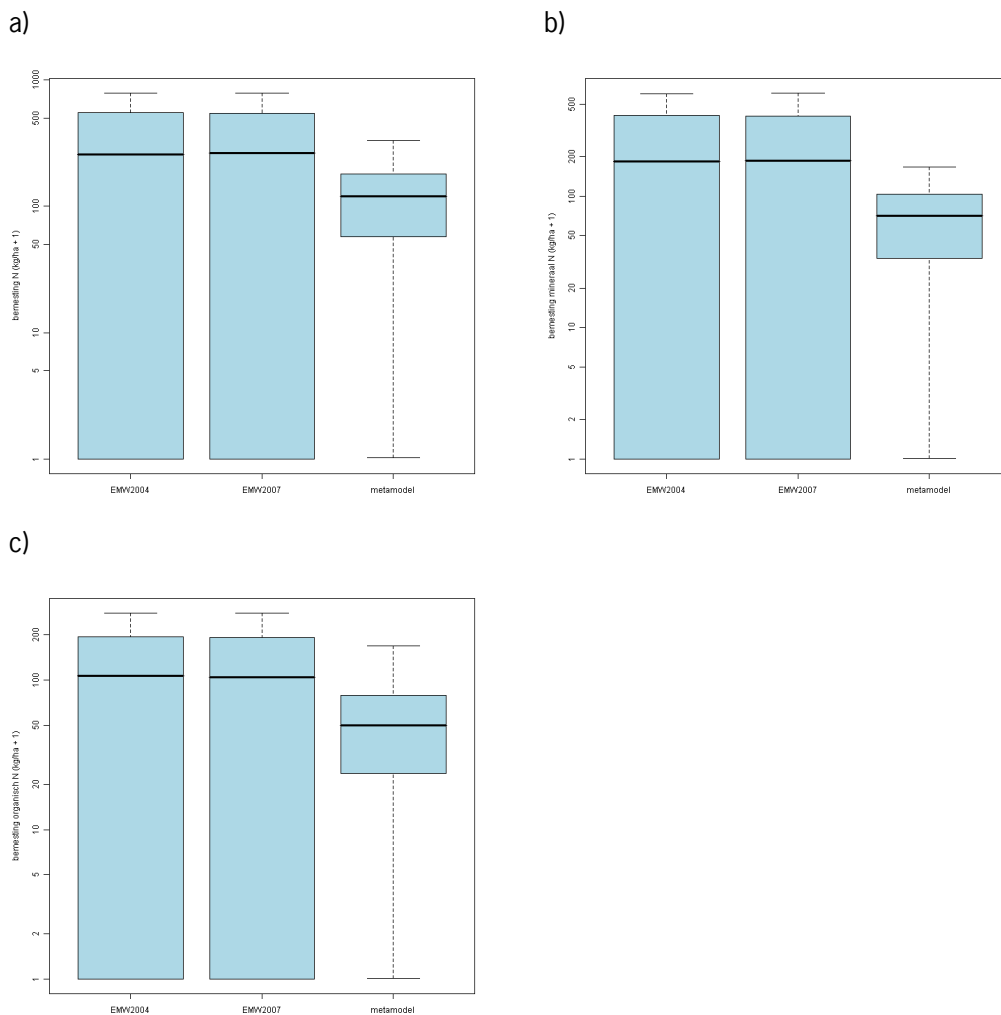


Figuur 1 Mediane, 25 en 75% percentielen (box) en minimale en maximale waarden voor de berekende runoff (a), laterale drainage (b) en afvoer naar het grondwater (c) berekend met SWAP/ANIMO, STONE 2.2 (EMW 2004) en STONE 2.3 (EMW2007)

De afvoer van water, stikstof en fosfaat, de aanvoer van stikstof en fosfaat en de belangrijkste balanst termen zoals die met de metamodelruns zijn berekend zijn vergeleken met de uitkomsten van de evaluatie mestwetgeving 2004 (STONE 2.2) en 2007 (STONE 2.3).

De verdeling van de berekende oppervlakkige afvoer, laterale drainage en afvoer naar het grondwater blijkt wat betreft de bandbreedte redelijk goed overeen te komen met de door SWAP/ANIMO gesimuleerde waarden (figuur 1). De mediane oppervlakkige afvoer ligt wat lager dan de mediane oppervlakkige afvoer bij de STONE plots, terwijl de mediane laterale drainage en afvoer naar het grondwater hoger zijn dan in STONE.

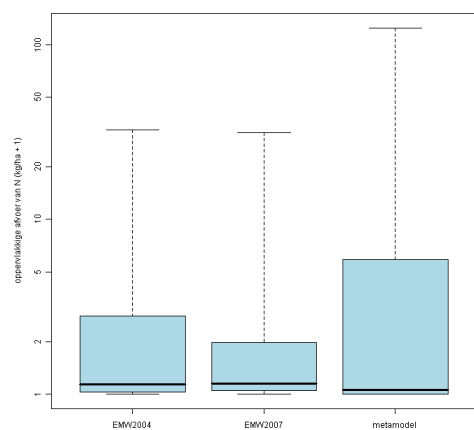
De mediane toediening van stikstof (NO_3 , NH_4 , en organisch N) blijkt aanzienlijk lager te zijn dan bij de STONE runs. Ook het 75% percentiel en de maximale additie van de stikstofcomponenten is bij de metamodelruns lager dan bij STONE. Vooral de additie van mineraal stikstof is aan de lage kant. De onderschatting van de hoeveelheid organisch stikstof is iets geringer. Ondanks de te lage (stikstof)bemesting komt de opname van stikstof en fosfaat redelijk goed overeen met de STONE berekeningen (figuur 2).



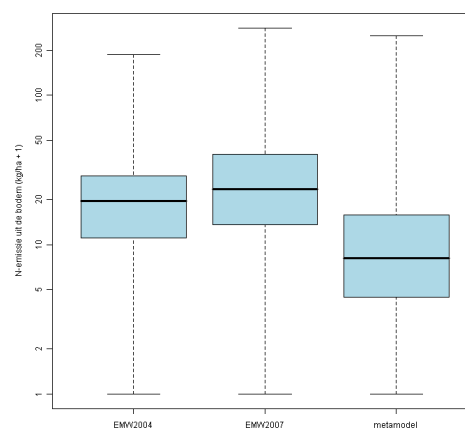
Figuur 2 Mediane, 25 en 75% percentielen (box) en minimale en maximale waarden voor de addities van totaal N, mineraal N (NO_3 en NH_4) en organisch N in SWAP/ANIMO, STONE 2.2 (EMW 2004) en STONE 2.3 (EMW2007)

De verliezen van fosfaat naar grond- en oppervlaktewater komen goed overeen met de STONE uitkomsten (niet getoond). Alleen de bandbreedte voor de afvoer van fosfaat via drainagemiddelen naar het oppervlaktewater is iets kleiner dan bij STONE. Bij stikstof worden de grootste verschillen tussen de metamodelruns en STONE gevonden voor de afvoer van nitraat via de bodem naar het oppervlaktewater (figuur3). De mediane afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater is lager dan voor STONE. De afvoer van nitraat naar het grondwater is eveneens lager dan de STONE uitkomsten.

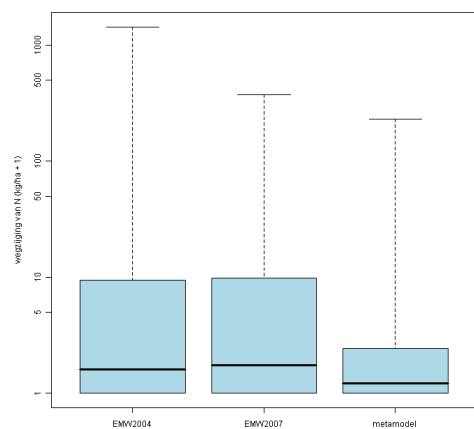
a)



b)



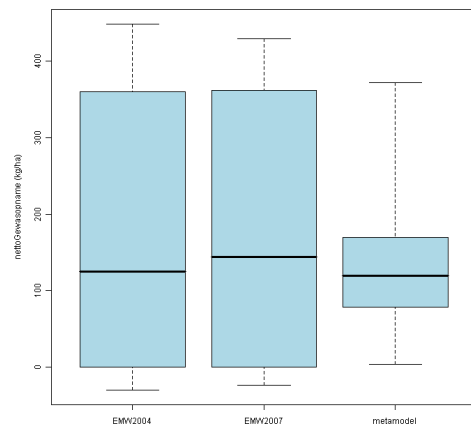
c)



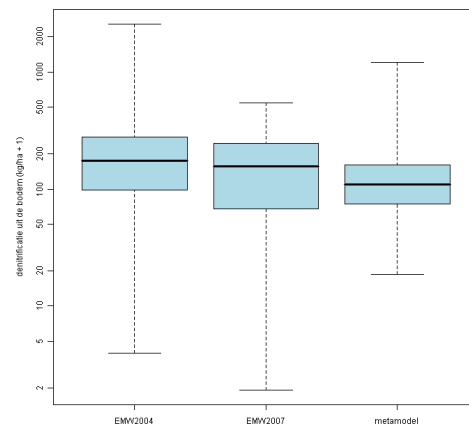
Figuur 3 Mediane, 25 en 75% percentielen (box) en minimale en maximale waarden voor de runoff van N (a), de afvoer via de bodem naar het oppervlaktewater (b) en de afvoer naar het grondwater (c) in SWAP/ANIMO en STONE 2.2 (EMW 2004) en STONE 2.3 (EMW2007)

De bandbreedte van de fluxen van mineralisatie, denitrificatie en gewasopnamen zijn ondanks de verschillen in procesformulering redelijk vergelijkbaar voor de metamodelruns en de EMW2004 en EMW2007 runs (figuur 4). De mediane fluxen van zowel mineralisatie, denitrificatie en gewasopnamen zijn bij de metamodelruns wat lager dan in STONE 2.2. en STONE 2.3. Dit is voor een deel verklaarbaar aan de hand van de lagere N input in de metamodelruns.

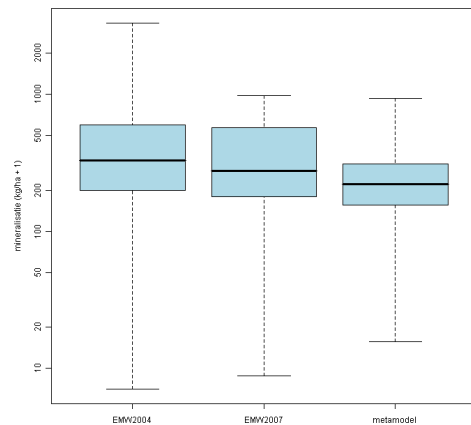
a)



b)



c)



Figuur 4 Mediane, 25 en 75% percentielen (box) en minimale en maximale waarden voor de gewasopname van N (a), de denitrificatie (b) en de mineralisatie(c) in SWAP/ANIMO en STONE 2.2 (EMW 2004) en STONE 2.3 (EMW2007)

4 Resultaten

4.1 Procesgeoriënteerd metamodel

Voor het ontwikkelen van een procesgeoriënteerde metamodel is gebruik gemaakt van een eenvoudig massabalans model zoals beschreven in hoofdstuk 2. De afvoer van stikstof naar grond- en oppervlaktewater is hierbij gefit als functie van de mestgift, het landgebruik, de textuur en de Gt . Daarnaast is ook bekeken of de afzonderlijke procesfluxen inderdaad het best gefit konden worden zoals beschreven is in hoofdstuk 3 of dat het toevoegen van andere parameters of een andere combinatie van parameters tot betere resultaten leidde (zie 4.1.1). Om basis van deze resultaten zijn naast het hierboven genoemde model nog enkele varianten op het uitspoelingsmodel gefit.

4.1.1 Procesfluxen

Stikstof opname

De stikstofopname kan volgens het massabalansmodel beschreven worden als:

$$N_{up} = N_{up,min} + fr_{up} N_{in,eff}$$

$N_{up,min}$ en de fr_{up} zijn verondersteld gerelateerd te zijn aan landgebruik (L), textuur (T) en Gt. Dat levert dus voor de N_{up} het volgende statistische model op:

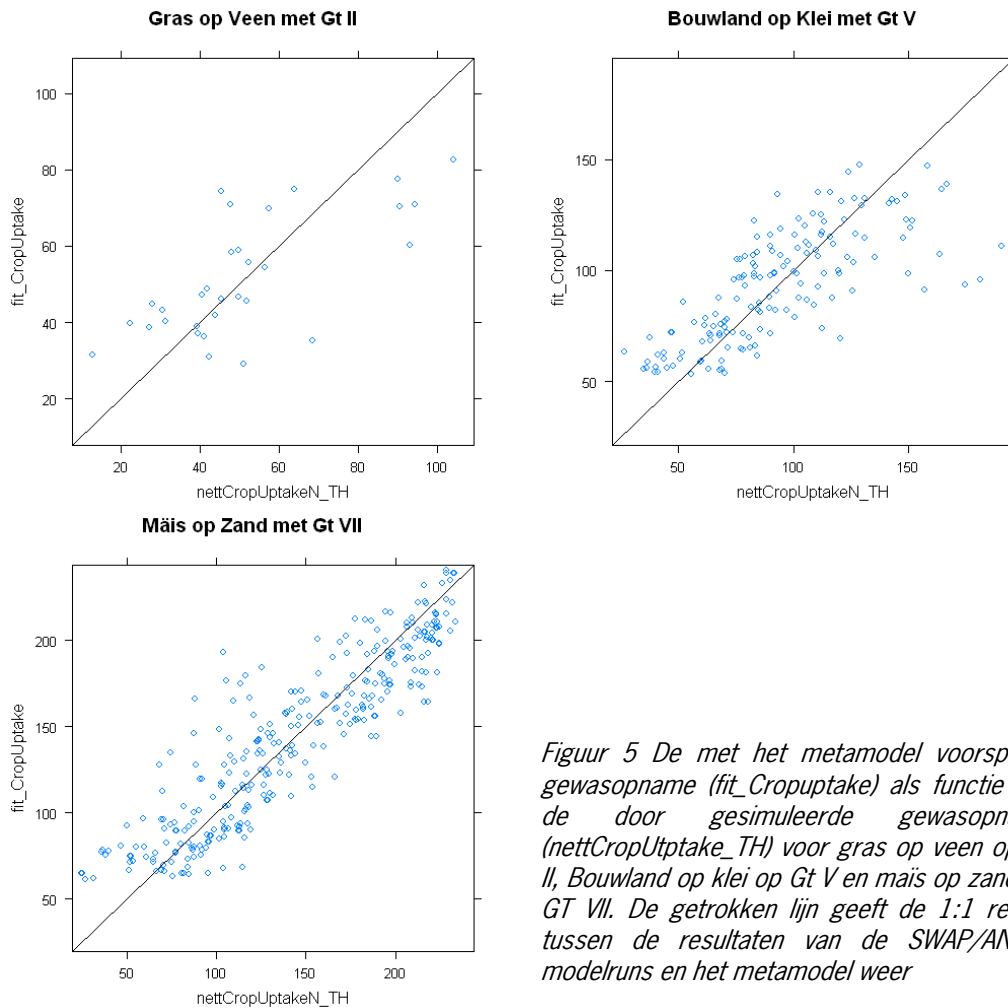
$$N_{up} = L * Gt * T + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T) \quad (14)$$

waarbij N_{dm} de mestinput uit dierlijke mest is en N_{ndm} de N input uit niet dierlijke mest. Dit model levert een verklaarde variantie op van 81.2 %. De term $L \cdot Gt \cdot T$ is bij Gt II en III niet significant. De termen $N_{dm}(L * Gt * T)$, $N_{ndm}(L * Gt * T)$ blijken ook bij lagere Gt's vaak niet significant te zijn. Indien geen onderscheid gemaakt wordt tussen dierlijke en niet dierlijke mest is de term $N_{in}(L * Gt * T)$ in bijna alle gevallen significant. De R^2_{adj} voor dit model is 80.9 %. Het vervangen van de eerste term $L * Gt * T$ door een constante levert een vrijwel vergelijkbare R^2_{adj} op (79.9 %). Uiteindelijk is gekozen voor het model:

$$N_{up} = L * Gt * T + N_{in}(L * Gt * T)$$

De meeste termen in dit model zijn zeer significant en hebben een t waarde < 0.001. 17% van de landgebruik, bodem, Gt combi's hebben een t waarde > 0.01 op. Niet significante termen treden vooral op bij veengronden.

Door de voorspelling met het metamodel uit te zetten tegen de gesimuleerde waarden met de SWAP/ANIMO runs voor de verschillende bodemgebruik, Gt en textuur combinaties wordt duidelijk voor welke combinaties het model een redelijke voorspelling geeft en voor welke niet. De resultaten voor een aantal gebruikelijke combinaties (gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en maïs op zand op GT VII) staan hieronder weergegeven. Een overzicht van alle combinaties is te vinden in Bijlage 1. Het metamodel geeft de beste voorspellingen van de gewasopname bij de natte gronden (figuur. 5). Bij drogere Gt's is de absolute spreiding rond de 1:1 lijn duidelijk hoger. In het algemeen zijn voor grasland de voorspellingen beter dan voor maïs en bouwland (Bijlage 1, figuur. B.1a t/m B.1c). Bij bouwland lijken lage gewasopnamen door het metamodel te worden overschat terwijl hoge gesimuleerde gewasopname een grotere spreiding vertonen dan het metamodel.



Figuur 5 De met het metamodel voorspelde gewasopname (fit_Cropuptake) als functie van de door gesimuleerde gewasopname (nettCropUptake_TH) voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en mäis op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel weer

In tabel 1 en 2 staan de gefitte waarden voor de termen $L \cdot Gt \cdot T$ en N_{in} ($L \cdot Gt \cdot T$) vermeld. De term $L \cdot Gt \cdot T$ is vergelijkbaar met $N_{up, min}$ in Initiator en de term N_{in} ($L \cdot Gt \cdot T$) is vergelijkbaar met $f_{r_{up}} \cdot N_{in, eff}$. De gefitte waarde voor de term $L \cdot Gt \cdot T$ (tabel 1) ligt gemiddeld op circa $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor gras en mäis en $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor bouwland. De minimale opname is duidelijk lager op de natte gronden dan op de vochtige en droge gronden. Waarden voor $N_{up, min}$ bedragen in Initiator circa $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor gras en circa $95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor mäis en bouwland. De gefitte waarden zijn dus aanzienlijk lager dan in Initiator wordt aangenomen.

De gefitte waarden voor de term N_{in} ($L \cdot Gt \cdot T$) bedraagt gemiddeld 0.37 voor bouwland, 0.43 voor mäis en 0.47 voor gras. Deze waarden zijn 0.05-0.11 hoger dan in Initiator. De relatie tussen N overschot en N opname is dus steiler. De hogere waarden voor de term N_{in} ($L \cdot Gt \cdot T$) compenseren enigszins de lagere gefitte minimale opname. Het metamodel voorspelt bij een gemiddelde N input van $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op bouwland, zoals deze gebruikt is in EMW 2004, een opname van $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Voor mäis komt de opname bij een gemiddelde N gift van $450 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op $240 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en bij gras voorspelt het metamodel een opname van $330 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ bij een gift van $600 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. De opname in het metamodel voor bouwland en gras zijn vergelijkbaar met Initiator. De opname voor mäis ligt duidelijk hoger ($145\text{-}195 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in Initiator).

Tabel 1 Gefitte waarden voor de term L^*Gt^*T ($N_{up, min}$) in het model $N_{up} = L^*Gt^*T + N_{in}(L^*Gt^*T)$

Landgebruik	Bodemtype	L^*Gt^*T (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)					
		II	III	IV	V	VI	VII
Bouwland	klei	5	13	78	46	78	86
	veen	25	37	118	79	136	113
	zand	12	34	71	44	73	70
Gras	klei	8	16	50	29	47	52
	veen	23	37	94	69	92	91
	zand	9	23	36	21	37	38
Maïs	klei	11	8	47	23	43	59
	veen	17	28	101	60	124	111
	zand	9	18	40	17	44	47

Tabel 2 Gefitte waarden voor de term N_{in} (L^*Gt^*T) (fr_{up}) in het model $N_{up} = L^*Gt^*T + N_{in}(L^*Gt^*T)$

Landgebruik	Bodemtype	N_{in} (L·Gt·T) (-)					
		II	III	IV	V	VI	VII
bouwland	klei	0.17	0.29	0.32	0.33	0.39	0.37
	veen	0.06	0.26	0.36	0.30	0.26	0.39
	zand	0.22	0.34	0.50	0.40	0.47	0.50
gras	klei	0.19	0.30	0.45	0.36	0.50	0.51
	veen	0.21	0.31	0.53	0.38	0.62	0.60
	zand	0.26	0.32	0.56	0.49	0.55	0.56
maïs	klei	0.16	0.31	0.31	0.34	0.46	0.41
	veen	0.16	0.24	0.49	0.32	0.40	0.50
	zand	0.24	0.33	0.63	0.44	0.57	0.65

Immobilisatie

De immobilisatie van stikstof kan beschreven worden als

$$N_{im} = fr_{im} (N_{in,eff} - N_{up})$$

Het statistische model voor de N immobilisatie zou dan zijn

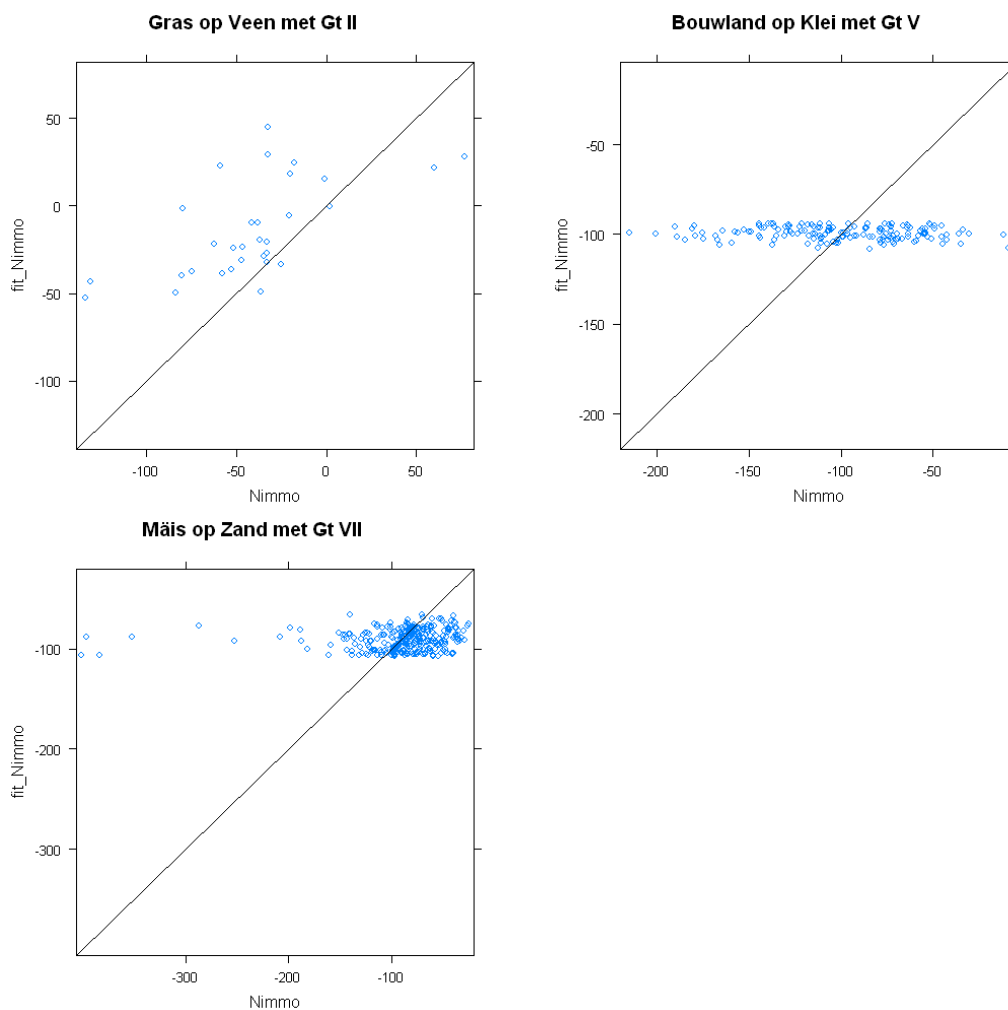
$$N_{im} = L^*Gt^*T + N_{dm}(L^*Gt^*T) + N_{ndm}(L^*Gt^*T)$$

In deze studie is de immobilisatie van N in de modelruns afgeleid uit de massabalans: $N_{im} = N_{in} - N_{uit} - N_{de} - N_{up}$. De opslag van stikstof in de vloeibare fase en eventuele massabalans fouten worden hierdoor meegenomen als onderdeel van de immobilisatieterm. De omvang van deze termen is echter verwaarloosbaar ten opzichte van de immobilisatie.

Het statistische model voor de beschrijving van de immobilisatie levert een verklaarde variantie op van 65.3 %. De termen $N_{dm}(L^*Gt^*T)$ en $N_{ndm}(L^*Gt^*T)$ blijken in de meeste gevallen niet significant. De variant $N_{im} = constante + N_{dm}(L^*Gt^*T) + N_{ndm}(L^*Gt^*T)$ levert een iets lagere verklaarde variantie op (62.0 %) maar ook in dat geval is 51 % van de termen $N_{dm}(L^*Gt^*T)$ en $N_{ndm}(L^*Gt^*T)$ niet significant bij $t > 0.01$. Een eenvoudiger model met de termen Gt^*T en $N_{in} \cdot L$ of $N_{dm}L + N_{ndm}L$ levert duidelijke betere resultaten op (resp. 64.1 en 64.5 % verklaarde variantie) waarbij alle of vrijwel alle termen significant zijn. Het model:

$$N_{im} = Gt^*T + N_{in} \cdot L$$

is gebruikt voor de verdere analyse.



Figuur 6 De met het metamodel voorspelde immobilisatie (fit_Nimmo) als functie van de door SWAP/ANIMO gesimuleerde immobilisatie ($Nimmo$) voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en maïs op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel.

De voorspelling van de immobilisatie door het metamodel is niet optimaal (figuur. 6). Van de drie voorbeeld combinaties zijn de resultaten voor grasland op veen op Gt II het minst slecht. Voor de drogere bouwland- en maïscombinaties is de spreiding in SWAP/ANIMO uitkomsten veel groter dan de door het metamodel voorspelde immobilisatie. De resultaten voor grasland zijn bij de meeste bodem-Gt combinaties duidelijk beter dan voor bouwland en maïs (Bijlage 1 figuur B.2a t/m B.2c). Slechte resultaten treden bij gras vooral op bij klei- en zandgronden op GT VII en bij drogere veengronden. Voor de bouwland- en maïscombinaties zijn de resultaten duidelijk slechter. Bij maïs wordt alleen bij de nattere zand- en kleigronden een redelijke overeenkomst tussen SWAP/ANIMO en het metamodel gevonden. Bij bouwland is voor alle bodem-Gt combinaties de spreiding in SWAP/ANIMO uitkomsten veel groter dan de voorspelling van het metamodel. De matige overeenkomsten tussen metamodel en SWAP/ANIMO hangen waarschijnlijk samen met de sterke variatie die SWAP/ANIMO 2.2. voorspelt in de denitrificatie op de drogere gronden.

De gefitte waarden voor de term $Gt \cdot T$ in het model $N_{im} = Gt \cdot T + N_{in} \cdot L$ loopt uiteen van $-31 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op een natte kleigrond tot $-278 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op een droge veengrond (tabel 3). Op alle gronden vindt dus bij het uitblijven van bemesting een mineralisatie van stikstof plaats. De

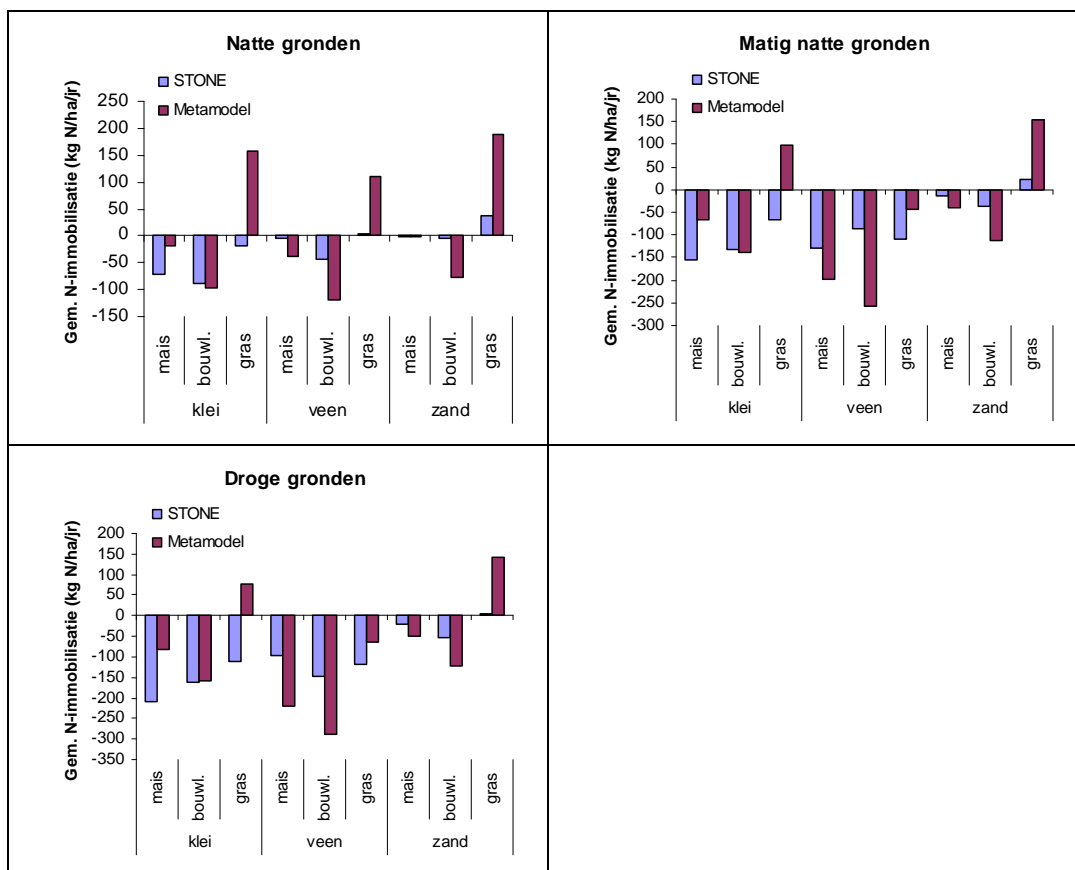
mineralisatie op de veengronden is duidelijk hoger dan op de minerale gronden. Velthof *et al.* (2000) geven de volgende formule voor de schatting van de mineralisatie op veen:
 Netto mineralisatie = $-29.2 + 3.1 \cdot \text{laagste grondwaterstand (cm)}$. Op Gt II varieert de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) tussen 50 en 80 cm. De mineralisatie zou dus volgens deze formule 126-219 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ bedragen. Dit is meer dan de 64 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ die bij een GT van II gefit wordt op basis van de modelruns (tabel 3). Bij diepere Gt's liggen de gefitte waarden meer in de buurt van de formule van Velthof *et al.* (2000). Literatuurgegevens van mineralisatie op onbemeste minerale gronden zijn vrij schaars maar het is aannemelijk dat gezien de geringe organische stof en organisch N gehalten in deze gronden de mineralisatie nihil is. De hoge mineralisatie op de minerale gronden kan deels verklaard worden uit het voorkomen van veenlaagjes in sommige modelprofielen, waardoor een hoge mineralisatie wordt gesimuleerd.

Tabel 3 Gefitte waarden voor de term (Gt· T) in het model $N_{in} = Gt \cdot T + N_{in} L$

Bodemtype	Gt·T (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)					
	II	III	IV	V	VI	VII
Klei	-31	-54	-107	-93	-129	-146
Veen	-64	-113	-225	-200	-264	-278
Zand	-36	-62	-89	-83	-103	-111

De term $N_{in} L$ bedraagt -0.05 voor bouwland, 0.13 voor maïs en 0.37 voor gras. Bij maïs en gras neemt de immobilisatie dus toe bij een stijgende N_{in} . Bij natte minerale gronden treedt bij gras en maïs netto mineralisatie op bij giften beneden respectievelijk 100 en 300 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Bij droge gronden treedt bij gras immobilisatie op van stikstof bij giften boven de 300 kg ha⁻¹ jr⁻¹ bij maïs ligt het omslagpunt tussen mineralisatie en immobilisatie op 800 ha⁻¹ jr⁻¹. Voor veengronden ligt het omslagpunt natuurlijk hoger en varieert tussen 170 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op natte veengronden tot meer dan 2000 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droge maïspcelen op veen.

Bij de mestgiften zoals die in EMW 2004 zijn gehanteerd, voorspelt het metamodel op maïs en bouwland gemiddeld een mineralisatie van stikstof. De gemiddelde immobilisatie varieert op de kleigronden tussen 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op natte maïsplots tot 150 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droge bouwlandplots. Op veengronden wordt bij maïs en bouwland gemiddeld een mineralisatie berekend tussen 40 en 200 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op resp. de natte en droge veengronden. Op zand is de mineralisatie gemiddeld lager en varieert tussen 3 kg op natte maïspcelen tot 120 kg op droge bouwlandplots. Op gras voorspelt het metamodel gemiddeld een immobilisatie van stikstof. Deze varieert tussen 190 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op natte zandgronden tot 75 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droog kleigronden (figuur 7) Deze voorspellingen wijken voor gras flink af van de gemiddelde immobilisatie zoals die met STONE 2.2 berekend is. Het metamodel overschat in alle gevallen de gemiddelde immobilisatie van stikstof. Voor maïs en bouwland zijn de voorspellingen wat beter maar ook hier komen voor bepaalde combinaties grote afwijkingen voor. De afwijkende resultaten tussen moedermodel en metamodel kunnen voortkomen uit de beperkte voorspellende waarden van het metamodel. Daarnaast is het modelconcept dat gebruikt is in de runs voor het metamodel niet identiek aan het concept in STONE 2.2 (zie 3.1), dit bleek echter nauwelijks te leiden tot verschillen in de mediane immobilisatiefluxen van de metamodelruns en STONE 2.2.



Figuur 7 Gemiddelde N-immobilisatie ($\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) berekend met het metamodel en met STONE 2.2 voor verschillende bodem-gewascombinaties op natte, matig droge en droge gronden.

Bij zowel het moedermodel als het metamodel valt echter op dat de voorspelde mineralisatie/immobilisatie aanzienlijk kunnen zijn. Dit komt niet overeen met de gegevens uit metingen. Bij minerale gronden onder bouwland wordt aangenomen dat de netto mineralisatie vrijwel nihil is omdat het organisch stof gehalte min of meer constant is (Velthof *et al.*, 2000). Onderzoek naar organische stof gehalten in Nederlandse gronden duiden zelfs op een lichte stijging van het organisch stof gehalte op bouwland over de periode 1984-2004 (Reijneveld *et al.*, 2008). Bij een dalende (dierlijke) mestinput zoals die plaats had in de simulatieperiode (1985-2000) is echter eerder een lichte daling van het organisch stof gehalte en dus een kleine mineralisatie van stikstof te verwachten. Bij zwaar bemeste maïsgronden werd bijvoorbeeld een mineralisatie van $20\text{-}30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ gevonden bij teruglopende mestgiften (Velthof *et al.*, 2000) De door het metamodel voorspelde mineralisatie is echter met name op de drogere gronden erg hoog. In STONE 2.3 is de parameterisatie van de afbraak van organische stof onder de wortelzone aangepast en is de mineralisatie aanzienlijk lager dan in STONE 2.2.

Denitrificatie

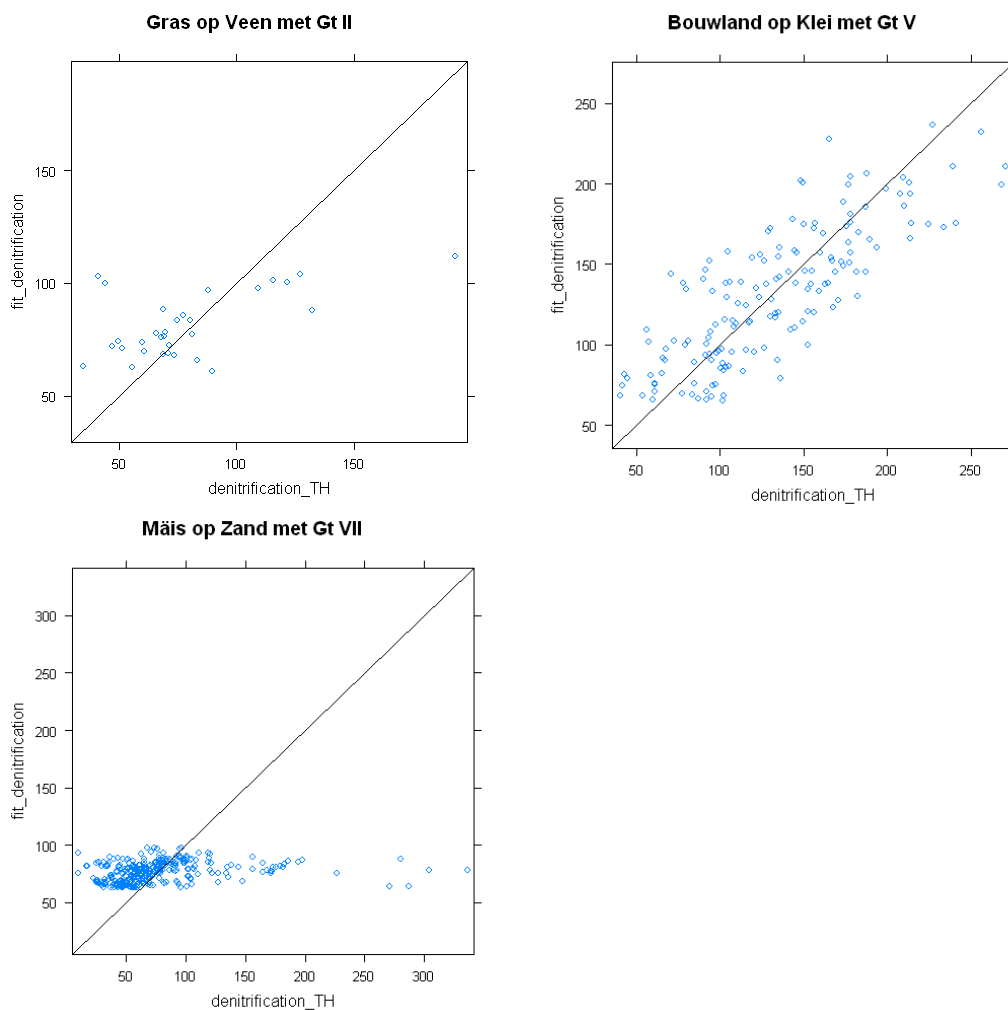
Denitrificatie wordt volgens het massabalans model beschreven als:

$$N_{\text{den}} = fr_{\text{de}} (N_{\text{in,eff}} - N_{\text{up}} - N_{\text{im}})$$

Het statistische model is dan:

$$N_{\text{den}} = L * Gt * T + N_{\text{dm}}(L * Gt * T) + N_{\text{ndm}}(L * Gt * T)$$

Dit model levert een verklaarde variantie op van 59.2 %. De term $L \cdot Gt \cdot T$ bleek bij de nattere Gt 's vaak niet significant te zijn en ook de termen $N_{dm} (L \cdot Gt \cdot T) + N_{ndm}(L \cdot Gt \cdot T)$ bleken vaak niet significant te zijn. Als de bemesting beschreven wordt met de algemene term N_{in} is de verklaarde variantie gelijk. De term $N_{in} (L \cdot Gt \cdot T)$ is in 95 % van de situaties significant bij $t < 0.01$. De term $L \cdot Gt \cdot T$ bleek echter weinig te verschillen tussen de verschillende typen landgebruik en was ook niet altijd significant. Het weglaten van landgebruik uit deze interactieterm leidde tot overwegend zeer significante termen en leverde eveneens een verklaarde variantie van 59.2 % op. Dit model ($N_{den} = Gt \cdot T + N_{in}(L \cdot Gt \cdot T)$) lijkt dus het meest geschikte model voor het beschrijven van de denitrificatie flux.



Figuur 8 De met het metamodel voorspelde denitrificatie als functie van de door SWAP/ANIMO gesimuleerde denitrificatie voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en maïs op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel.

Het metamodel voorspelt de door SWAP/ANIMO gesimuleerde denitrificatie goed bij de voorbeelden voor de nattere gras en bouwland combinaties (figuur. 8). Bij het voorbeeld voor de droge zandgrond met maïs is de met SWAP/ANIMO gesimuleerde denitrificatie veel variabeler dan de door het metamodel voorspelde denitrificatie. In het algemeen (zie Bijlage 1, figuur B.3a t/m B.3c) kan gesteld worden dat het metamodel redelijke resultaten oplevert voor de kleigronden en de nattere zandgronden (Gt V, VI en lager). Voor de veengronden zijn de resultaten (met uitzondering van Gt II en III) duidelijk minder goed. De matige resultaten voor

de drogere zand- en veengronden wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat bij diepere Gt's het optreden van denitrificatie sterk bepaald wordt door lokale omstandigheden (veenlagen in de ondergrond, ondoorlatende lagen, tijdstip van bemesting in combinatie met de weersomstandigheden). Denitrificatie zal uitsluitend plaats vinden op momenten en plaatsen waar gereduceerde omstandigheden optreden en stikstof aanwezig is. SWAP/ANIMO houdt wel rekening met deze temporele dynamiek, het metamodel niet.

De term $Gt \cdot T$, een soort minimale denitrificatie, varieerde bij Gt II van ruim 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op de klei- en veengronden tot 60 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op veengronden (tabel 4). De hogere waarde op de veengronden is te verklaren uit de hogere mineralisatie op veen die leidt tot een hogere N beschikbaarheid. De minimale denitrificatie nam toe met de grondwatertrap tot 60 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op de droge zandgronden en 150 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droge veengronden. Een toename van de (minimale) denitrificatie met de Gt hangt mogelijk samen met de gesimuleerde toename van de mineralisatie (Tabel 3) met de Gt. Daarnaast blijkt dat bij droge Gt's de spreiding in denitrificatie bij een lage stikstof input veel groter is dan bij de natte Gt's. De sterke spreiding kan bijvoorbeeld veroorzaakt worden door het voorkomen van veenlaagjes in de ondergrond waardoor een deel van de uitspoelende stikstof toch denitrificeert.

Tabel 4 Gefitte waarden voor de term $Gt \cdot T$ in het model $N_{de} = Gt \cdot T + N_{in}(L \cdot Gt \cdot T)$

Bodemtype	Gt*T (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)					
	II	III	IV	V	VI	VII
klei	23	30	48	50	63	76
veen	60	79	123	123	131	147
zand	26	35	37	45	51	60

De waarden voor de term $N_{in}(L \cdot Gt \cdot T)$, de denitrificatiefractie, varieert tussen 0.04 op grasland op droge zandgronden tot 0.63 bij bouwland op veen met een Gt VI (Tabel 5). De hoogste denitrificatiefractie werden gevonden voor bouwland en de laagste op gras. Op gras op veengrond met een GT IV werd een negatieve denitrificatiefractie gevonden. Deze waarde is niet significant. Op gras is sprake van een duidelijke afname van de denitrificatiefractie met de Gt. Deze afname is het sterkst op zand, geringer op veen en het laagst op de kleigrond. Deze afname komt overeen met het feit dat denitrificatie hoger is als vaker anaerobe condities optreden (hogere grondwaterstanden, zwaardere textuur). Op zandgrond wordt bij bouwland en maïs ook lagere denitrificatiefracties gevonden onder droge condities vergeleken met natte/matig droge omstandigheden. Op de klei- en veengronden worden bij bouwland en maïs de hoogste denitrificatiefracties gevonden bij matig droge condities (Gt IV, V en VI). Mogelijk komt dit voort uit het feit dat op deze gronden bij de ondiepe Gt's (II en III) een relatief groot deel (10-30%) van de N input snel afgevoerd wordt door oppervlakkige afvoer en ondiepe laterale afvoer waardoor de hoeveelheid stikstof die beschikbaar is voor denitrificatie kleiner is dan bij de matige diepe Gt's (zie bv tabel 8).

Tabel 5 Gefitte waarden voor de term $N_{in}(L \cdot Gt \cdot T)$ in het model $N_{de} = Gt \cdot T + N_{in}(L \cdot Gt \cdot T)$

Landgebruik	Bodemtype	$N_{in} L \cdot Gt \cdot T (-)$					
		II	III	IV	V	VI	VII
bouwland	Klei	0.38	0.45	0.62	0.57	0.60	0.56
	Veen	0.40	0.45	0.57	0.63	0.71	0.51
	Zand	0.40	0.47	0.31	0.47	0.34	0.11
gras	Klei	0.28	0.29	0.20	0.25	0.20	0.22
	Veen	0.19	0.16	-0.05	0.12	0.09	0.09
	Zand	0.25	0.21	0.11	0.20	0.10	0.04
maïs	Klei	0.34	0.43	0.58	0.46	0.51	0.47
	Veen	0.37	0.42	0.34	0.55	0.46	0.30
	Zand	0.38	0.43	0.29	0.45	0.31	0.11

Bij de stikstofgift uit EMW 2004 van resp. 200, 450 en 600 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ voor bouwland, maïs en gras, zou de denitrificatie volgens het metamodel bij de natte Gt's tussen de 100 en 270 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Bij GT VII loopt dit uit een van 80-100 kg ha⁻¹ jr⁻¹ op zand tot 280 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ bij maïs op klei. De waarden bij de drogere Gt's lijken erg hoog en worden mogelijk veroorzaakt door de hoge mineralisatie op droge kleigronden die in de metamodelruns voorkomen. De gemiddelde denitrificatieflux op natte gronden ligt in STONE 2.2 tussen de 100 en 200 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Dit is vrij vergelijkbaar met de door het metamodel voorspelde orde van grootte van denitrificatiefluxen. Bij drogere Gt's simuleert STONE 2.2 gemiddelde denitrificatiefluxen van 100 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droge zandgronden tot meer dan 300 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op droge kleigronden.

4.1.2 Uitspoelingsflux

De uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater

De uitspoeling van stikstof wordt volgens het massabalansmodel beschreven als:

$$N_{uit} = N_{in} - N_{up} - N_{den} - N_{im}$$

Het statistische model wat op de runs gefit kan worden heeft dus de volgende structuur

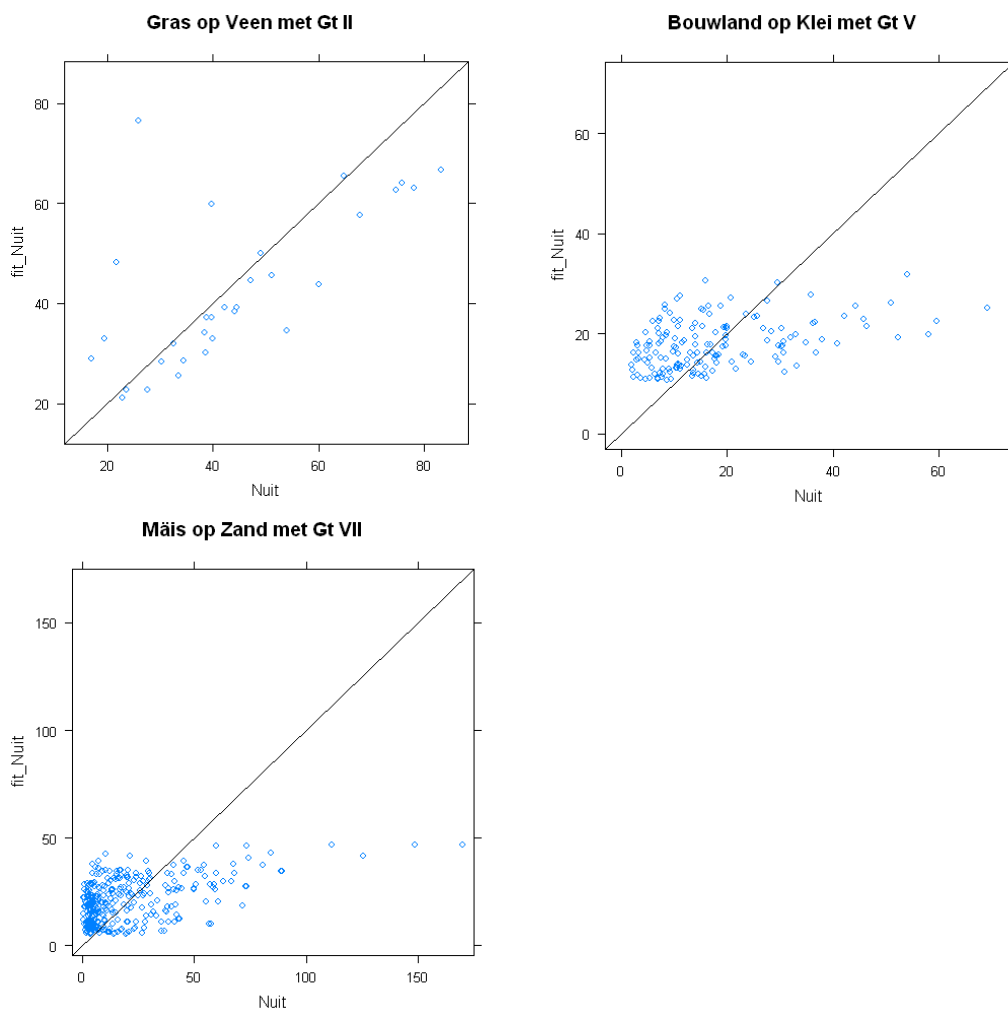
$$N_{uit} = N_{dm} + N_{ndm} + L * Gt * T + N_{dm}(L * Gt * T) + N_{ndm}(L * Gt * T)$$

Dit model heeft een verklaarde variantie van 41.6%, de termen $L * Gt * T$, $N_{dm}(L * Gt * T)$ en $N_{ndm}(L * Gt * T)$ zijn echter niet allen significant. Als de termen, $N_{dm}(L * Gt * T)$ en $N_{ndm}(L * Gt * T)$ vervangen worden door $N_{in}(L * Gt * T)$ zijn ongeveer 50% van de termen wel significant bij $t < 0.01$. De verklaarde variantie van dat model is vrijwel gelijk (40.9%). Het model kan nog verder vereenvoudigd worden zonder dat de verklaarde variantie sterk afneemt. De beste resultaten werden uiteindelijk gevonden voor het volgende model:

$$N_{uit} = L + Gt_{groep} * T + N_{in}(L * Gt * T)$$

Bij dit model is 75% van deze termen significant en bedraagt de verklaarde variantie (40.7%).

Het metamodel geeft voor de voorbeeldcombinaties de beste resultaten voor de stikstofverliezen bij de natte gronden en de slechtste bij de droogste gronden (figuur. 9). Bij de drogere Gt's is de correlatie tussen de uitkomsten van de modelruns en het metamodel klein. Voor alle drie de landgebruiktypen en bodemtypen zijn de voorspelde uitspoelingsfluxen bij de nattere Gt's (GT IV en natter) vrij redelijk (Bijlage 1, figuur. B.4a t/m B.4c). Bij de drogere Gt's treden metname bij de veen- en zandgronden grote afwijkingen op tussen de modelruns en het metamodel. Bij de veengronden is de variatie in SWAP/ANIMO uitkomsten veel groter dan door het metamodel voorspeld wordt. Dit beeld komt goed overeen met de afwijkingen die ook geconstateerd werden bij de metamodellen voor de deelprocessen denitrificatie en immobilisatie. Bij de zandgronden is dit beeld minder duidelijk en worden de resultaten gekenmerkt door het ontbreken van een correlatie tussen moedermodel en het metamodel (symmetrische puntenwolk).



Figuur 9 De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling als functie van de door SWAP/ANIMO gesimuleerde stikstofverliezen voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en mäis op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel.

Tabel 6 Gefitte waarden voor de termen (L en Gt*T) in het model $N_{uit} = L + Gt_{groep} * T + N_{in} (L * Gt * T)$

Landgebruik	Bodemtype	L + Gtgroep*T (kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)		
		Nat	Matig droog	Droog
bouwland	Klei	9	0	0
	Veen	10	7	22
	Zand	8	-4	0
gras	Klei	14	5	5
	Veen	14	12	27
	Zand	13	1	5
mäis	Klei	10	2	10
	Veen	11	8	11
	Zand	9	-2	9

Bij het gekozen model ligt de minimale uitspoeling (parameters: L + Gtgroep*T) tussen -4 en 27 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (tabel 6). De laagste uitspoeling wordt gevonden op bouwland, de hoogste op gras. De uitspoeling neemt over het algemeen af bij diepere grondwaterstanden. De

uitspoelingfractie voor stikstof (de term $N_{in} (L * Gt * T)$) is hoger bij GT II dan bij Gt IV (Tabel 7). Bij diepere Gt's (IV t/m VII) worden soms negatieve waarden gevonden. Deze resultaten zijn niet fysisch te verklaren en worden waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat de spreiding in stikstofuitspoeling bij de drogere gronden zeer groot is.

Tabel 7 Gefitte waarden voor de term $N_{in} (L * Gt * T)$ in het model $N_{uit} = L + Gtgroep * T + N_{in} (L * Gt * T)$

Landgebruik	Bodemtype	$N_{in} L * Gt * T (-)$					
		II	III	IV	V	VI	VII
bouwland	Klei	0.28	0.19	0.02	0.07	0.03	0.05
	Veen	0.27	0.14	0.05	0.07	0.10	0.20
	Zand	0.23	0.09	0.16	0.09	0.17	0.33
gras	Klei	0.26	0.14	-0.01	0.07	-0.01	-0.01
	Veen	0.21	0.14	-0.03	0.04	-0.02	-0.05
	Zand	0.21	0.11	0.01	0.01	0.03	0.07
maïs	Klei	0.30	0.16	0.02	0.09	0.02	0.01
	Veen	0.24	0.14	0.02	0.06	0.04	0.05
	Zand	0.20	0.10	0.05	0.05	0.05	0.13

De oppervlakkige afvoer van stikstof (runoff)

De uitspoeling van stikstof kan gesplitst worden in oppervlakkige afvoer (runoff), laterale afvoer door drains en bodemmatrix en verticale afvoer van stikstof naar het diepere grondwater. De runoff van stikstof (N_{ru}) kan in tegenstelling tot de totale afvoer van stikstof redelijk goed worden voorspeld met het volgende model:

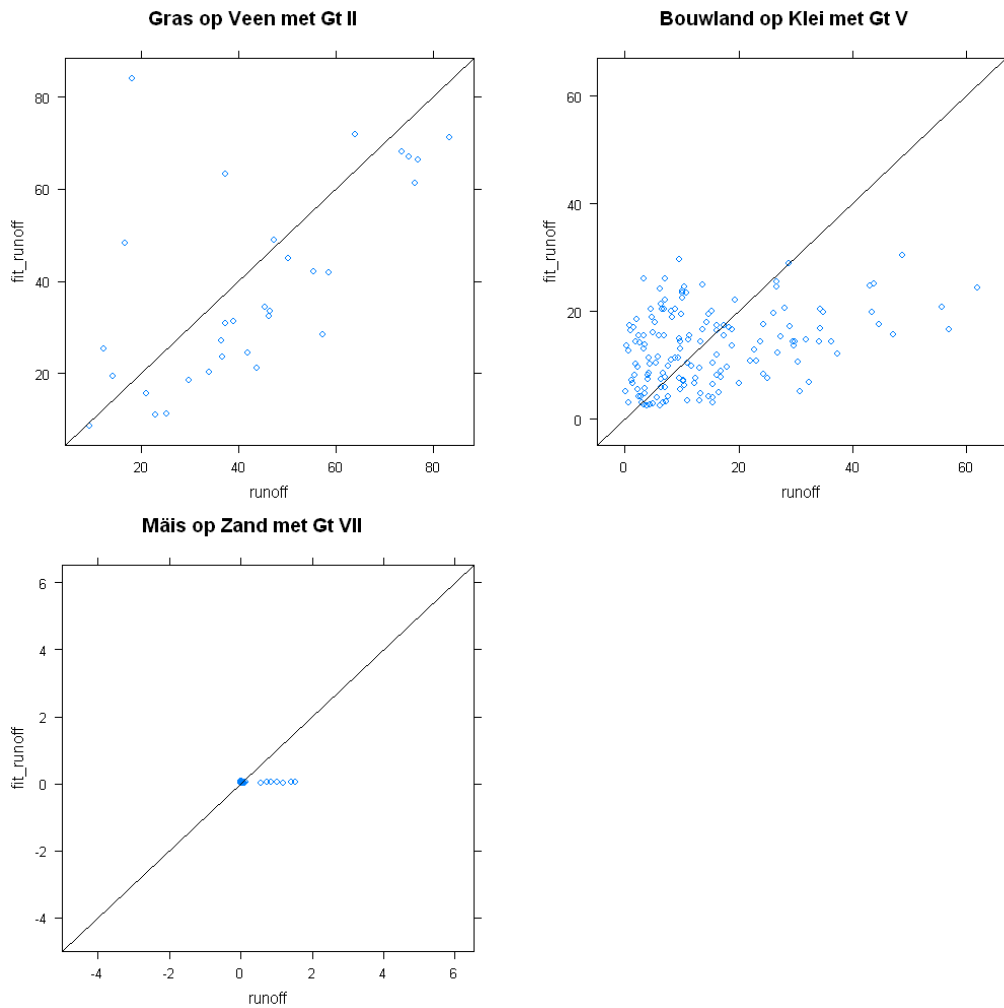
$$N_{ru} = N_{in} (L * Gt * T)$$

Dit model heeft een verklaarde variantie van 69 %. De term $N_{in} (L * Gt * T)$ varieert van 0.35 op maïs op kleigrond op GT II tot 0.06 op bouwland op veen op GT V (Tabel 8). De term $N_{in} (L * Gt * T)$ is vrijwel te verwaarlozen (en niet significant) op de droger Gt's (IV, VI en VII). Voor de nattere Gt's (II, III en V) is de term $N_{in} (L * Gt * T)$ altijd significant ($T < 0.001$).

Tabel 8 Gefitte waarden voor de term $N_{in} (L * Gt * T)$ in het model $N_{ru} = N_{in} (L * Gt * T)$

Landgebruik	Bodemtype	$N_{in} L * Gt * T (-)$					
		II	III	IV	V	VI	VII
bouwland	Klei	0.30	0.21	0.00	0.09	0.00	0.00
	Veen	0.30	0.16	0.00	0.06	0.00	0.00
	Zand	0.24	0.10	0.00	0.07	0.00	0.00
gras	Klei	0.34	0.20	0.00	0.14	0.00	0.00
	Veen	0.29	0.20	0.00	0.09	0.00	0.00
	Zand	0.26	0.16	0.00	0.07	0.01	0.00
maïs	Klei	0.35	0.19	0.00	0.13	0.00	0.00
	Veen	0.27	0.17	0.00	0.07	0.00	0.00
	Zand	0.21	0.12	0.00	0.07	0.00	0.00

Het metamodel geeft voor de voorbeeldcombinaties de beste resultaten voor de afspoeling bij de natte gronden en het slechtst bij de matig droge gronden (figuur 10, zie ook bijlage 1, figuur B.5a t/m B.5c). Bij de droge gronden is de door SWAP/ANIMO gesimuleerde oppervlakkige afspoeling vrijwel nihil en ook het metamodel voorspelt zeer lage verliezen door runoff.



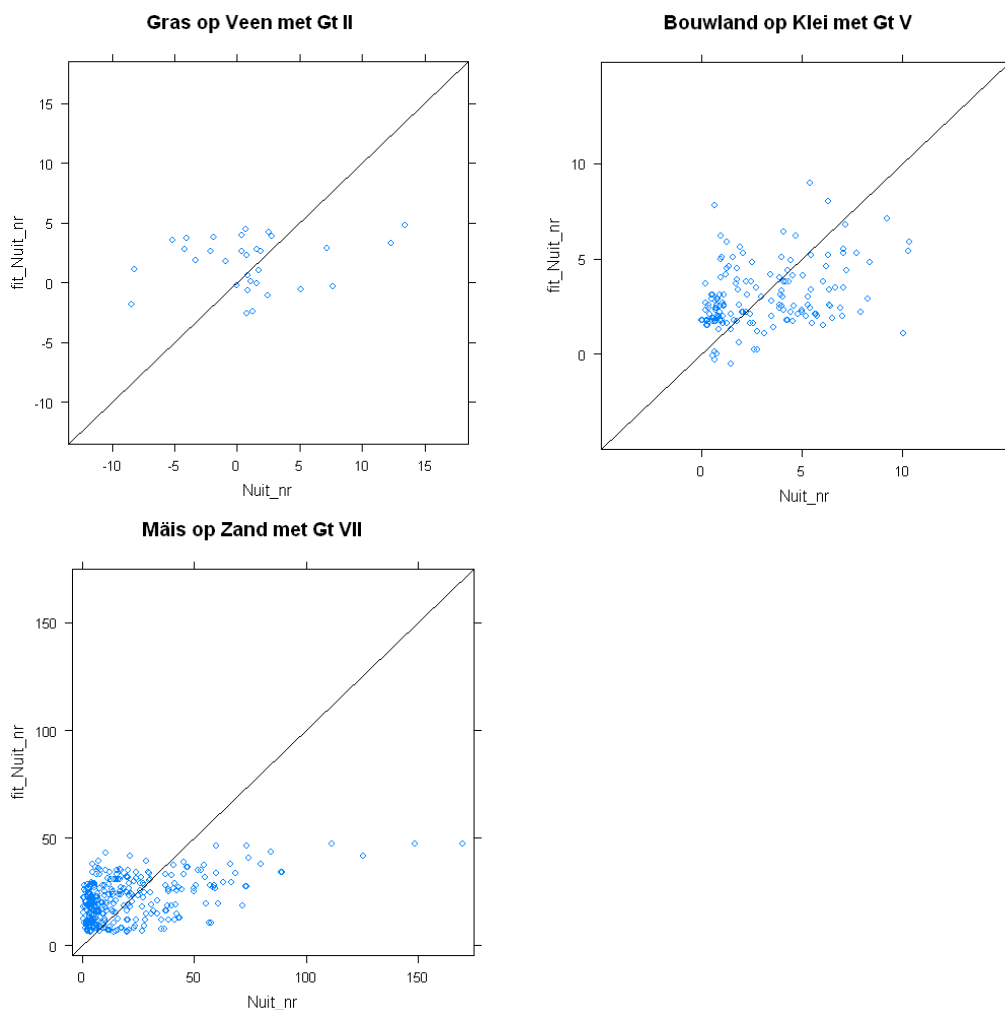
Figuur 10 De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling (*fit_runoff*) als functie van de door SWAP/ANIMO gesimuleerde stikstofverliezen door afspoeling (*runoff*) voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en mäis op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel.

Afvoer door matrix en drains

De stikstof afvoer door matrix en drains ($N_{uit, md}$) kan met een model worden gefit dat sterk lijkt op het model voor de totale afvoer:

$$N_{uit, md} = N_{dm} + Gt_{groep} * T + N_{in}(L * Gt * T)$$

In tegenstelling tot het model voor de totale afvoer bleek het landgebruik niet significant bij te dragen aan de verklaarde variantie. De dierlijke mestgift bleek echter wel effect te hebben op de uitspoeling via matrix en drains. De verklaarde variantie is net als voor het totale afvoermodel erg matig (38 %).



Figuur 11 De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling als functie van de door SWAP/ANIMO gesimuleerde stikstofverliezen voor gras op veen op Gt II, Bouwland op klei op Gt V en mäis op zand op GT VII. De getrokken lijn geeft de 1:1 relatie tussen de resultaten van de SWAP/ANIMO modelruns en het metamodel.

De figuren (figuur 11, zie ook Bijlage 1, figuur B.6a t/m B.6c) die de relatie weergeven tussen het moedermodel en het metamodel zijn vergelijkbaar met de figuren van de totale stikstofverliezen (figuur. 9). De beste resultaten worden gevonden voor de uitspoeling bij de natte gronden en de slechtste bij de droogste gronden. Het metamodel onderschat de door het moedermodel gesimuleerde spreiding in uitspoelingverliezen bij de drogere veengronden en de correlatie tussen het moedermodel en het metamodel is beperkt voor de droge zandgronden.

De minimale uitspoeling via drains en matrix (term $Gt_{groep} * T$) is laag voor de natte Gt's en loopt op tot circa $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ op het droge zand en kleigronden en $28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ op de droge veengronden (Tabel 9).

Tabel 9 Gefitte waarden voor de termen ($Gt * T$) in het model $N_{uit,nr} = N_{dm} + Gt_{groep} * T + N_{in} (L * Gt * T)$

Bodemtype	Gtgroep*T (-)		
	Nat	Matig droog	Droog
Klei	4.4	6.1	6.8
Veen	8.8	12.6	28.1
Zand	3.9	2.3	6.3

De parameterwaarde voor N_{dm} is 0.17, of te wel onafhankelijk van landgebruik en Gt spoelt 17% van de dierlijke mestgift uit. De parameters die gefit zijn voor de relatie tussen uitspoeling en totale mestgift liggen tussen -0.16 en 0.19 (Tabel 10). Het vóórkomen van negatieve uitspoelingfracties is opmerkelijk maar kan worden geïnterpreteerd als een overschatting van de factor 0.17 voor de uitspoeling door dierlijke mest voor deze combinaties. De standaardfout in de schatting van de uitspoelingfractie ligt op gemiddeld 0.03. De laagste fractie wordt gevonden voor gras op veen bij GT VII en de hoogste fractie bij bouwland op zand bij GT VII. Over het algemeen is sprake van een geringe toename in de uitspoelingfractie van nat (gem. -0.12 bij GT II) naar droge gronden (gem. -0.04 bij GT VII). De gemiddelde uitspoelingfractie bij bouwland is hoger (-0.06) dan bij gras en maïs (-0.12 en -0.10 resp.). Gemiddeld is de uitspoelingfractie voor zand hoger (-0.05) dan voor klei en veen (-0.11 en -0.10 resp.).

Tabel 10 Gefitte waarden voor de term $N_{in}(L * Gt * T)$ in het model $N_{uit, nr} = N_{dm} L + Gt * T + N_{in}(L * Gt * T)$

Landgebruik	Bodemtype	$N_{in}(L * Gt * T)$					
		II	III	IV	V	VI	VII
bouwland	Klei	-0.11	-0.10	-0.11	-0.11	-0.10	-0.09
	Veen	-0.13	-0.12	-0.09	-0.08	-0.03	0.06
	Zand	-0.08	-0.09	0.03	-0.06	0.03	0.19
gras	Klei	-0.13	-0.12	-0.12	-0.12	-0.12	-0.12
	Veen	-0.15	-0.13	-0.13	-0.13	-0.13	-0.16
	Zand	-0.11	-0.11	-0.10	-0.11	-0.09	-0.04
maïs	Klei	-0.12	-0.11	-0.11	-0.11	-0.11	-0.12
	Veen	-0.13	-0.12	-0.11	-0.10	-0.09	-0.07
	Zand	-0.09	-0.09	-0.08	-0.09	-0.07	0.00

4.2 Volledig statistisch metamodel

Het statistische metamodel waarin niet-lineaire relaties in de vorm van polygonen van de tweede graad voorkomen blijkt nauwelijks beter te verklaren dan de eerder besproken lineaire modellen met een fysische achtergrond. De volgende complete modellen waarin N uitspoeling wordt verklaard uit N-input, GHG, GLG, Landgebruik, Gt, Textuur of Bodemtype (PAWN eenheden) zijn beschouwd:

$$N_{uit} = (\text{landgebruik} * Gt * \text{Textuur}) * \text{POL}(N_{in}; 2) + \text{POL}(GHG; 2) + \text{POL}(GLG; 2)$$

$$N_{uit} = (\text{landgebruik} * Gt * \text{bodemtype}) * \text{POL}(N_{in}; 2) + \text{POL}(GHG; 2) + \text{POL}(GLG; 2)$$

Als daarnaast ook de herkomst van N-input onderverdeeld naar kunstmest, kippenmest en drijfmest wordt opgenomen in de bovenstaande modelstructuur ontstaat het volgende model:

$$N_{uit} = F(\text{landUse} * Gt * \text{soilTexture}) + \text{POL}(GHG; 2) + \text{POL}(GLG; 2) + F(\text{landUse} * Gt * \text{soilTexture}) * \text{POL}(N_{\text{kippenmest}}; 2) + F(\text{landUse} * Gt * \text{soilTexture}) * \text{POL}(N_{\text{kunstmest}}; 2) + F(\text{landUse} * Gt * \text{soilTexture}) * \text{POL}(N_{\text{kippenmest}}; 2)$$

Bovenstaande modellen zijn gefit op de totale dataset, daarnaast zijn er deelmodellen gefit per unieke combinatie van landgebruik, textuur en Gt. In totaal betreft het 18 deelmodellen resulterend uit combinaties van drie landgebruiksklassen, 3 textuurklassen en 6 Gt-klassen. Omdat per combinatie minder modelruns beschikbaar zijn om regressiemodellen op te fitten zijn minder complexe modellen gebruikt (Tabel 13). Voor de deelmodellen per unieke combinatie zijn telkens dezelfde predictoren in het volgende model gebruikt:

$$N_{uit} = \text{Intercept} + \text{POL}(N_{in}; 2) + \text{Bodemtype} * GHG + GLG$$

Het niet-lineaire model waarin als predictoren Nin, Landgebruik, textuur, GHG, GLG en wel of niet gedraineerd voorkomen, verklaard slechts 50% v/d totale variantie, wat voor een metamodel teleurstellen is (tabel 11). Als in plaats van de predictor textuur het bodemtype wordt gebruikt bereikt de verklaarde variantie 61%, hetgeen voor een metamodel nog steeds beneden verwachting is.

Als per unieke combinatie van Landgebruik, textuur en Gt deelmodellen worden gefit is de totale verklaarde variantie van 65% nauwelijks hoger, maar worden de grote verschillen tussen de deelmodellen zichtbaar (Tabel 13 en 14). De voorspelfout en verklaarde variantie voor de deelmodellen in tabel 12 is berekend over alle deelmodellen gezamenlijk en zodoende vergelijkbaar met de getallen voor de totale modellen.

Tabel 11 Voorspelfouten en verklaarde varianties van gefitte modellen

Modeltype	Predictoren	Voorspelfout [kg/ha]	Verklaarde variantie [%]
Totaal	Landgebruik, textuur, Gt, Nin, GHG, GLG	18.8	50.4
Totaal	Landgebruik, Bodemtype, Gt, Nin, GHG, GLG	16.7	60.9
Totaal	Landgebruik, Bodemtype, Gt, Nin (naar herkomst), GHG, GLG	18.8	50.6
Deelmodellen	Landgebruik, Bodemtype, Gt, Nin, GHG, GLG	14.1	65.1

Omdat de verklaarde variantie is uitgedrukt als percentage van de totale variantie zijn deze getallen per deelgebied onderling slecht vergelijkbaar. Als voor een specifieke combinatie van Landgebruik, textuur en Gt nauwelijks variatie in N-uitspoeling aanwezig is kunnen ondanks een lage verklaarde variantie toch nauwkeurige voorspellingen worden gedaan. Daarom kan voor een beoordeling van de nauwkeurigheid van de voorspellingen beter naar de voorspelfout worden gekeken.

Tabel 12 Aantal modelruns per combinatie van Gt, Landgebruik en textuur.

Gt	Landgebruik	Klei	Veen	Zand
II	Bouwland	35	42	64
	Gras	40	31	83
	Maïs	32	46	85
III	Bouwland	59	54	106
	Gras	60	78	114
	Maïs	57	67	119
IV	Bouwland	35	85	198
	Gras	37	87	195
	Maïs	40	90	203
V	Bouwland	156	117	116
	Gras	135	87	83
	Maïs	172	113	98
VI	Bouwland	264	219	273
	Gras	214	184	217
	Maïs	250	203	256
VII	Bouwland	179	191	361
	Gras	261	225	480
	Maïs	154	167	327

Tabel 13 Percentage verklaarde variantie van gefitte deelmodellen per combinatie van Gt, Landgebruik en textuur

Gt	Landgebruik	Klei	Veen	Zand
II	Bouwland	74.36	64.03	66.58
	Gras	90.18	83.20	77.00
	Maïs	87.45	67.42	70.06
III	Bouwland	62.64	33.82	40.40
	Gras	50.57	63.97	56.65
	Maïs	60.45	37.70	51.70
IV	Bouwland	23.87	34.70	59.65
	Gras	8.66	20.55	26.23
	Maïs	9.29	47.83	46.92
V	Bouwland	35.12	38.97	43.85
	Gras	42.21	34.21	26.13
	Maïs	39.22	28.79	31.23
VI	Bouwland	35.10	21.93	51.71
	Gras	25.93	17.34	35.03
	Maïs	32.67	26.91	35.58
VII	Bouwland	37.13	57.37	75.93
	Gras	26.48	59.62	75.70
	Maïs	24.23	70.96	73.88

Tabel 14 Voorspelfouten van gefitte deelmodellen per combinatie van Gt, Landgebruik en textuur.

Gt	Landgebruik	Klei	Veen	Zand
II	Bouwland	12.70	15.15	13.03
	Gras	7.34	7.50	10.43
	Maïs	9.69	13.75	12.21
III	Bouwland	14.66	14.15	10.86
	Gras	13.62	11.36	12.54
	Maïs	13.92	14.79	12.29
IV	Bouwland	3.01	8.57	13.72
	Gras	2.10	3.47	2.11
	Maïs	2.63	5.05	3.16
V	Bouwland	10.50	11.37	11.45
	Gras	13.46	10.83	8.29
	Maïs	14.29	9.89	9.24
VI	Bouwland	4.36	22.20	16.06
	Gras	2.51	6.34	5.16
	Maïs	2.41	8.51	6.63
VII	Bouwland	9.58	47.19	22.16
	Gras	3.81	19.28	8.58
	Maïs	2.80	26.98	12.38

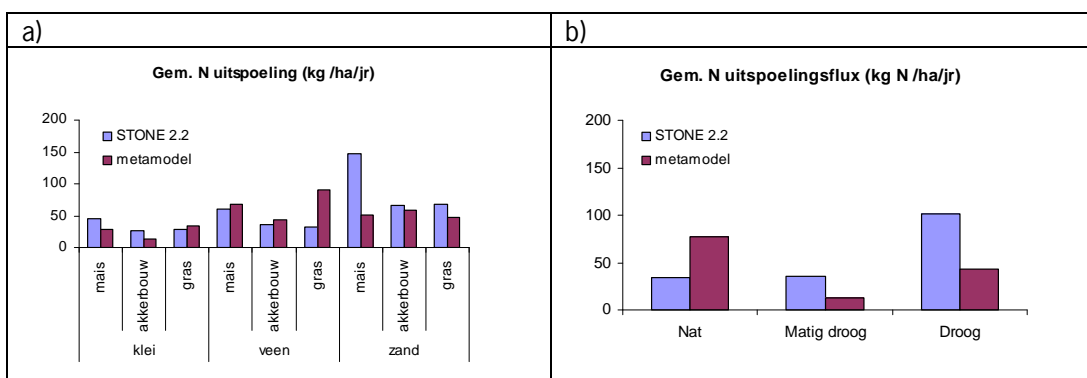
Deelmodellen voor natte Gt's laten hoge verklaarde varianties zien terwijl voorspelfouten vergelijkbaar zijn met andere Gt's. Dit geeft aan dat de relatief grote variatie in uitspoeling voor Gt II goed wordt verklaard door het regressiemodel maar dat de absolute nauwkeurigheid van voorspellingen vergelijkbaar is met andere T's. De relatief lage verklaarde varianties en toch lage voorspelfouten voor Klei op Gt IV zijn het gevolg van zeer geringe variatie in N-uitspoeling.

4.3 Vergelijking van berekende uitspoelingsfluxen met het procesgeoriënteerde metamodel met STONE 2.2

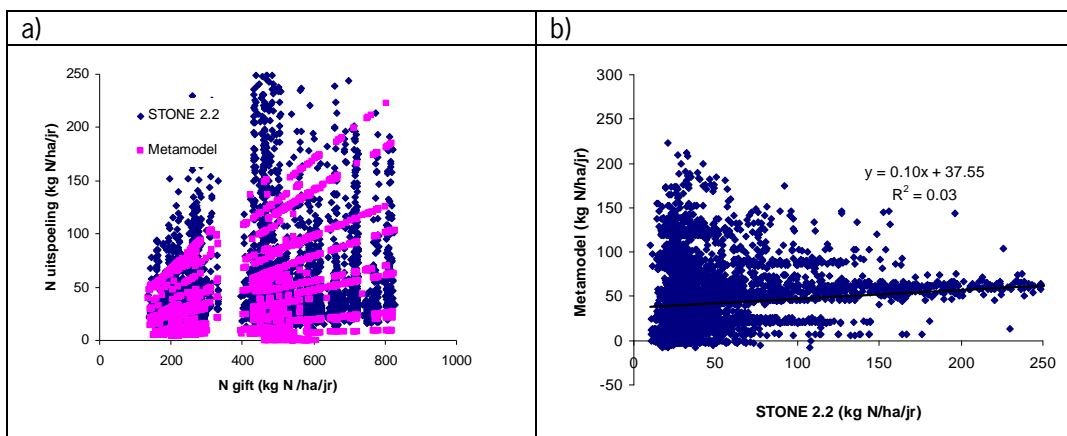
De verklaarde variantie van de metamodellen voor de totale N uitspoeling is laag (40.7 tot 60.9 %). Deze lage verklaarde variantie komt voort uit het feit dat de variatie in procesfluxen zoals denitrificatie en mineralisatie niet goed met een eenvoudig metamodel te beschrijven is (zie 4.1.1). Daarnaast kan de performance van de metamodellen ook worden beperkt door het voorkomen van vrij extreme combinaties van parametersetting in de voor de ontwikkeling gebruikte modelruns (bv. veengronden met diepe Gt's) die in de praktijk niet vaak worden aangetroffen. In de praktijk blijkt dan ook vaak dat de performance beter is dan verwacht doordat het aandeel extreme combinaties kleiner is.

Om een indruk te krijgen van de performance van het metamodel in de praktijksituatie is het procesgeoriënteerde metamodel voor de totale uitspoeling van stikstof toegepast op de 4647 STONE plots op landbouwgronden. De uitkomsten hiervan zijn vergeleken met de met STONE 2.2 berekende uitspoelingsfluxen. Deze vergelijking gaat verder dan een pure vergelijking van het metamodel met het moedermodel. Voor de ontwikkeling van het metamodel is namelijk geen gebruik gemaakt van STONE 2.2 maar van de daaronder liggende versie's van SWAP en ANIMO. De procesformulering voor de berekening van de gewasopname en denitrificatie is niet (geheel) identiek aan STONE 2.2 (zie 3.1).

De door het metamodel berekende N uitspoelingsfluxen zijn qua orde van grote vergelijkbaar met de door STONE 2.2 berekende fluxen (figuur 12 en 13a). Gemiddelde N uitspoelingsfluxen van STONE 2.2 en het metamodel voor de verschillende bodem-gewas combinaties blijken redelijk overeen te komen (figuur 12). Uitzonderingen zijn gras op veen, waar het metamodel de uitspoeling sterk overschat en mais op zand waar de uitspoeling door het metamodel sterk wordt onderschat. De overeenkomst tussen de gemiddelde uitspoelingsfluxen per GT klasse is veel minder goed: de uitspoeling op natte Gt's wordt overschat en op drogere Gt's onderschat. Verder valt op dat STONE 2.2 een veel bredere range in N uitspoelingsfluxen bij een bepaalde N input dan het metamodel voorspelt (figuur 13a). Hoge N uitspoelingsfluxen bij lage of gematigde N giften (Ngift kleiner dan 400-500 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) worden door het metamodel niet goed voorspeld. Vergelijking van de berekeningen van de N uitspoeling voor de individuele plots zoals die met STONE 2.2 en het metamodel is bepaald laat zien dat er op plot-niveau zelfs geen enkele relatie is tussen de uitkomsten van beide modellen (figuur 12 b).



Figuur 12 Gemiddelde N uitspoelingsflux (kg N ha⁻¹ jr⁻¹) met STONE 2.2 en het metamodel voor de verschillende bodem-gewascombinaties (links) en de Gt-groepen(rechts)



Figuur 13 Met het procesgeoriënteerde metamodel berekende stikstofuitspoelingsfluxen op de 4647 STONE plots op landbouwgronden. a) N uitspoelingsfluxen als functie van de Ngift berekend met STONE 2.2 en met het metamodel en b) met het metamodel berekende fluxen versus fluxen STONE 2.2

De overeenkomst tussen STONE 2.2 en het metamodel is het best voor de natte Gt groepen en zeer slecht voor de droge Gt groepen (Bijlage 1, figuren B.7a t/m B.7c). Dit beeld komt overeen met het beeld dat gevonden wordt voor het metamodel zelf; het metamodel is vooral in staat om de uitspoeling op de nattere Gt's goed te voorspellen (Bijlage 1, figuren B.4a t/m B.4c). Opvallend is de slechte overeenkomst tussen STONE en het metamodel op graslocaties. Op de natte locaties wordt de uitspoeling door het metamodel sterk overschat. Op de droge locaties wordt de uitspoeling onderschat. Deze slechte resultaten worden mogelijk deels veroorzaakt doordat de stikstofinput op de STONE plots op grasland veel hoger is dan in de metamodelruns (zie ook 3.2). In STONE 2.2 lag de stikstofinput tussen 460 en 830 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ met een gemiddelde van 628 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. In de metamodelruns lag de N input tussen 26 en 357 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ met een gemiddelde van 148 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Daarnaast spelen verschillen in modelconcept en parameterisatie tussen SWAP/ANIMO en STONE 2.2 mogelijk een rol bij de verklaring van deze verschillen.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Het ontwikkelen van een metamodel voor de voorspelling van de stikstofuitspoeling zoals die met het moedermodel STONE wordt berekend is niet eenvoudig. In deze studie zijn twee verschillende benaderingen gevolgd om een metamodel te ontwikkelen: een (statistisch) metamodel waarbij de modelstructuur gebaseerd is op de procesformulering van eenvoudige massabalansmodellen voor stikstof en een zuiver statistisch model waarvoor variabelen zijn gebruikt waarvan verwacht wordt dat zij de stikstofuitspoeling beïnvloeden (landgebruik, Gt, bodemtype, N-input ed.). De verklaarde variantie voor de stikstofuitspoeling was bij beide modellen laag (40.6 en 60.9 %). De hoogste verklaarde varianties werden over het algemeen gevonden voor natte gronden en de laagste verklaarde variantie voor droge gronden. De voorspelfout blijkt voor natte- en droge gronden echter vergelijkbaar.

Naast een metamodel voor de totale N uitspoeling zijn ook metamodellen voor de procesfluxen afgeleid. Deze deelmodellen voor gewasopname, denitrificatie en immobilisatie geven veel inzicht in het modelgedrag van STONE en in de mogelijke oorzaken van de lage verklaarde varianties voor het uitspoelingsmodel. Deze kennis kan gebruikt worden voor modelverbetering van STONE en voor verbetering en inhoudelijke afstemming van minder complexe modellen zoals Initiator op STONE.

De gewasopname van stikstof is goed met een eenvoudig procesgeoriënteerd metamodel te voorspellen waarbij uitgegaan wordt van een minimale N opname bij nulbemesting en een lineaire stijging van de N opname met de N gift. Deze formulering komt overeen met de berekening van de gewasopname in Initiator. Parameterwaarden zijn niet geheel identiek aan waarden die in Initiator worden gebruikt maar bij een gemiddelde N gift zijn de opnamen vrij vergelijkbaar.

Het voorspellen van de immobilisatie van stikstof is lastiger. Het statistisch model dat geformuleerd kan worden op basis van de procesformulering van Initiator blijkt veel niet significante termen te bevatten. Een iets eenvoudiger model waarbij de immobilisatie beschreven wordt door minimumwaarde bepaald door Gt en textuur en afhankelijk van landgebruik, bodem en Gt toeneemt met een fractie van de Ninput blijkt de immobilisatie het best te beschrijven. Dit model blijkt echter bij drogere gronden de immobilisatie matig te verklaren: de door STONE gesimuleerde immobilisatie varieert veel sterker dan de door het metamodel voorspelde immobilisatie. Uit de analyse van de immobilisatie blijkt dat zowel in STONE als in het metamodel de voorspelde immobilisatie/mineralisatie aanzienlijk (tientallen tot honderden kg N) kan zijn. Zulke hoge mineralisatie/immobilisatie fluxen komen niet goed overeen met literatuurschattingen. In STONE 2.3 is de parameterisatie van de afbraak van organische stof onder de wortelzone aangepast en is de mineralisatie aanzienlijk lager dan in STONE 2.2.

Denitrificatie fluxen konden het best voorspeld worden met een procesformulering die vergelijkbaar is met de formulering voor immobilisatie. De denitrificatie blijkt dus afhankelijk te zijn van de Gt en textuur en neemt afhankelijk van landgebruik, bodem en Gt toe met een bepaalde fractie van de N input. Dit model werkt redelijk goed op natte gronden maar is op droge gronden niet in staat om de variatie in denitrificatie te voorspellen. Opvallend is ook dat

de berekende denitrificatie op droge gronden bij zowel de metamodelruns als bij STONE 2.2 zeer hoog (tot 300 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) kunnen zijn.

De geringe voorspellende waarde van de ontwikkelde metamodellen wordt waarschijnlijk voor een belangrijk deel veroorzaakt door de extreme variatie in (im)mobilisatie en denitrificatie van stikstof in de droge gronden. Een deel van deze extremen komt waarschijnlijk voort uit de brede variatie in input die gebruikt is voor het uitvoeren van de onderliggende metamodel runs. De geconstateerde sterke variatie en extreme waarden voor (im)mobilisatie en denitrificatie blijven echter niet beperkt tot de metamodelruns maar worden ook waargenomen in de STONE 2.2 runs. Het is op dit moment niet duidelijk of dit vooral veroorzaakt wordt door het voorkomen van extreme situaties in de geografische schematisatie (bijvoorbeeld het voorkomen van droge gronden met veen in de diepere ondergrond), de parameterisatie of inherent is aan de procesformulering van het model. In STONE 2.3 is de parameterisatie van de organische stof afbraak in de ondergrond aangepast. Verwacht mag worden dat de geografische schematisatie hierdoor minder grote invloed zal hebben op de eindresultaten.

Toepassing van het metamodel voor stikstofuitspoeling op de landbouwplots van STONE 2.2 geeft aan de gemiddelde uitspoeling voor de verschillende bodem-gewascombinaties redelijk voorspeld wordt. Het metamodel is echter minder goed in staat om verschillen in uitspoeling tussen de natte en droge gronden in te schatten. STONE 2.2 voorspelt ook een veel bredere range in N uitspoelingsfluxen bij een bepaalde N input dan het metamodel). Op het niveau van individuele plots is het metamodel niet in staat om een betrouwbare schatting van de met STONE berekende N uitspoeling te geven.

Bovenstaande conclusies geven aan dat het ontwikkelen van een metamodel voor ruimtelijk geaggregeerde eenheden mogelijk en haalbaar is. Voor nationale beleidsuitspraken is dit meestal voldoende. Toepassing van het metamodel op een kleiner ruimtelijk schaalniveau is lastiger, zo niet onmogelijk. Dit heeft enerzijds te maken met het ontbreken in het metamodel van een correcte beschrijving van de temporele dynamiek van – bijvoorbeeld – het vochtgehalte. Anderzijds is ook de onzekerheid in het moedermodel bij toepassing op het niveau van individuele plots groter. Bij een onzekerheidsanalyse van het model GeoPEARL (dat de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen berekent), bleek bijvoorbeeld dat de breedte van het 25-75% betrouwbaarheidsinterval bij toepassing op individuele plots 150-500% is, terwijl de breedte van dit interval voor nationale indicatoren slechts 15-40% bedroeg (van den Berg *et al.*, 2008). Dit komt doordat fouten uitmiddelen bij ruimtelijke aggregatie.

5.2 Aanbevelingen

De uitkomsten van de in dit rapport beschreven metamodellen wijken te sterk af van het moedermodel STONE om nu al in de praktijk gebruikt te kunnen worden om STONE te vervangen. Dit geldt vooral als het metamodel moet worden toegepast op kleinere ruimtelijke schaalniveaus, bijvoorbeeld op het niveau van individuele STONE-plots of op het niveau van gewas-bodem combinaties. Om meer inzicht te krijgen in het kleinste aggregatieniveau waarop acceptabele beleidsuitspraken gedaan kunnen worden, moet allereerst duidelijk worden hoe onzeker de uitspraken van STONE zelf zijn bij de verschillende aggregatieniveaus en hoe fouten uitmiddelen bij ruimtelijke aggregatie. Het wordt daarom aanbevolen om een formele gevoeligheids/onzekerheidsanalyse van STONE uit te voeren, met speciale aandacht voor ruimtelijke aggregatie. Indien de onzekerheid in het moedermodel op plot niveau zeer groot is kan overwogen worden om een metamodel te ontwikkelen op een hoger aggregatieniveau (bodem-gewas-Gt combinaties) dan op plotniveau.

Uit de studie blijkt dat er fundamentele verschillen bestaan in de gesimuleerde immobilisatie- en denitrificatiefluxen van STONE en enerzijds simpelere modellen als Initiator en anderzijds literatuurgegevens. Door een aanpassing van de parameterisatie in STONE 2.3 zijn de verschillen veel kleiner geworden. De lagere gesimuleerde mineralisatie- en denitrificatiefluxen vergroot de mogelijkheden om een bruikbaar metamodel af te leiden. Desalniettemin zal ook bij de afleiding van een metamodel van STONE 2.3 aandacht besteed moeten worden aan het voorkomen van extremen in relatie tot de geografische schematisatie van STONE.

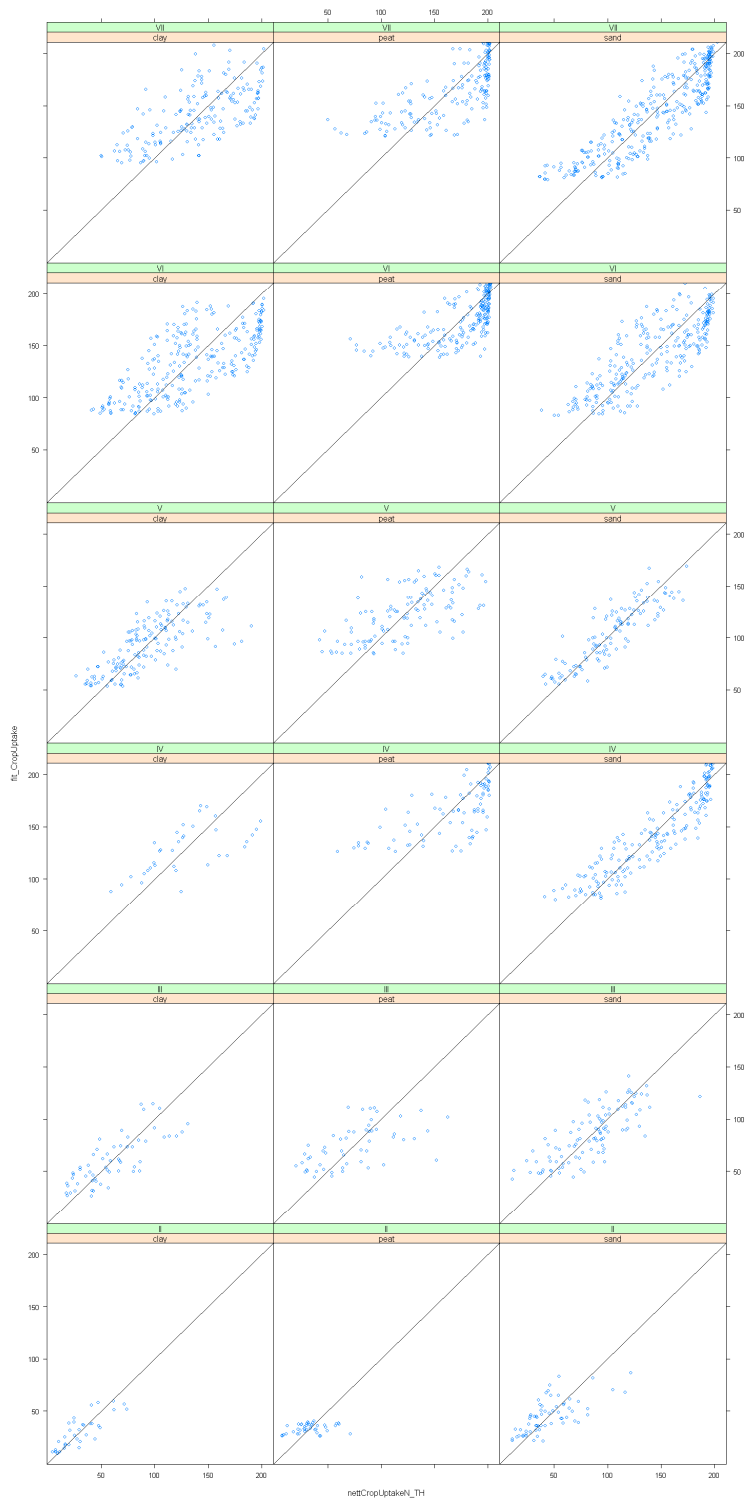
Voor de afleiding van het metamodel is een dataset gebruikt die niet specifiek voor stikstofuitspoeling geoptimaliseerd was. Bovendien is gebruik gemaakt van een SWAP/ANIMO versie, die qua procesformulering niet geheel overeenkomt met STONE 2.2. Ondanks dat verwacht wordt dat de verschillen gering zijn, kan dit de resultaten negatief beïnvloeden en bemoeilijkt dit de interpretatie van de resultaten. Het verdient daarom aanbeveling om in de toekomst uitsluitend gebruik te maken van officieel geaccordeerde STONE versies

Tenslotte kan nog gedacht worden aan het gebruik van andere technieken om een metamodel af te leiden: zoals het gebruik van random forests (Walvoort *et al.*, 2008) of neurale netwerken.

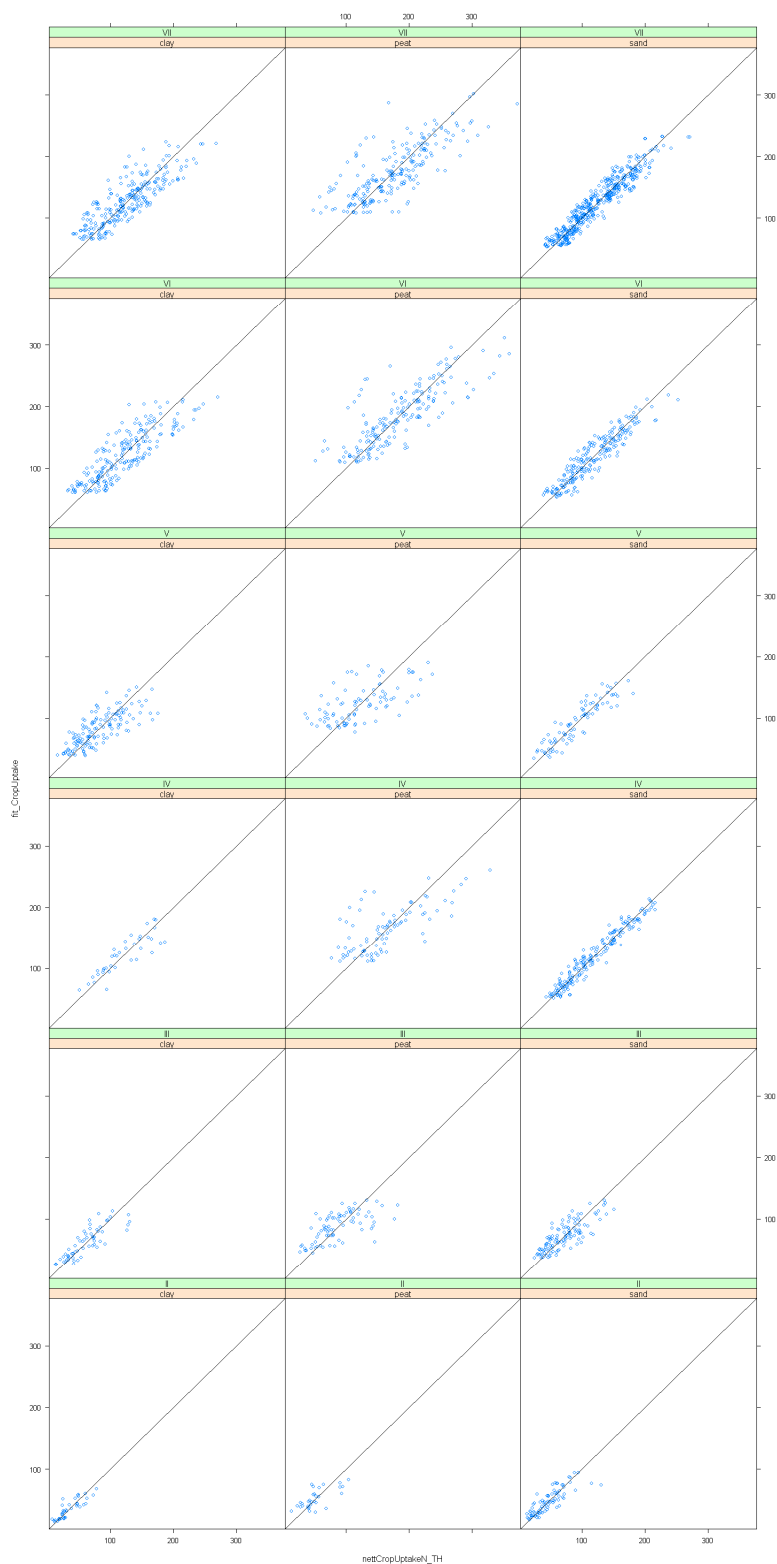
Literatuur

- Berg, F. van den, D.J. Brus, S.L.G.E. Burgers, G.B.M. Heuvelink, J.G., Kroes, J. Stolte, A. Tiktak & F. de Vries. 2008. Uncertainty and sensitivity analysis of GeoPEARL. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1330; MNP-rapport 500123001.
- Breeuwsmā. A., O.F. Schoumans, W. de Vries and J.F. Kragt, 1987. Bodemkundige informatie voor een globaal vermessingsmodel. Stichting voor bodemkartering. Rapport 2007, Wageningen, The Netherlands.
- De Vries. W. J. Kros, O.Oenema and J. de Klein, 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 66: 71-102.
- Janssen, P.H.M., P.S.C. Heuberger en A. Tiktak, 2005. Metamodelleren bij het MNP-RIVM. Milieu- en Natuurplanbureau. Rapport 550013001/2005. Bilthoven
- Jury, W.A., and J. Gruber (1989). A stochastic analysis of the influence of soil and climatic variability on the estimate of pesticide groundwater potential. *Water Resour. Res.* 25, 2465-2474.
- Heinen, M., 2006a. Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma* 133, 444-463.
- Heinen, M., 2006b. Application of a widely used denitrification model to Dutch data sets. *Geoderma* 133, 464-473..
- Kros, J., W. de Vries, D. Oudendag & T. van Leeuwen, 2005. Plausibility of an integrated national model for the evaluation of mitigation options on agricultural nitrogen losses. In: Zhu, Z., K. Minami & G. Xing (Eds). 3rd International Nitrogen Conference. Science Press, USA, pp. 848-858.
- RIVM, 2004. Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de meststoffenwet 1998-2003. Rapportnummer 500031001, RIVM, Bilthoven.
- Reijneveld, A., J. van Wensem, and O. Oenema. 2008. Trends in soil organic carbon of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. Submitted to *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, June 2007.
- Schoumans, O.F., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, W.J. Willems, L. Renaud, J. Roelsma, G.J. van der Born en R. van den Berg, 2004. Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen van gebruiksnormen. Alterra rapport 730.6, Alterra, Wageningen.
- Walvoort, D. J. J. and C. van der Salm, 2008. Delineation of areas vulnerable to phosphorus leaching by means of statistical metamodelling. Wageningen, Alterra Rapport , .
- Velthof, G.L., J.J. Neeteson, H.G. van der Meer en O. Oenema, 2000. Schatting van de netto stikstofmineralisatie en biologische stikstofbinding in landbouwgronden. Wageningen, Alterra Rapport 117.
- Oenema, O., D. Oudendag and G.L. Velthof, 2007. Nitrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Sciences* 112, 262-272
- Tiktak, A., J.J.T.I. Boesten, A.M.A. van der Linden and M. vanClooster., 2006. Mapping the vulnerability of European groundwater to the leaching of pesticides with a process-based metamodel of Europearl. *J. Env. Qual* in press.

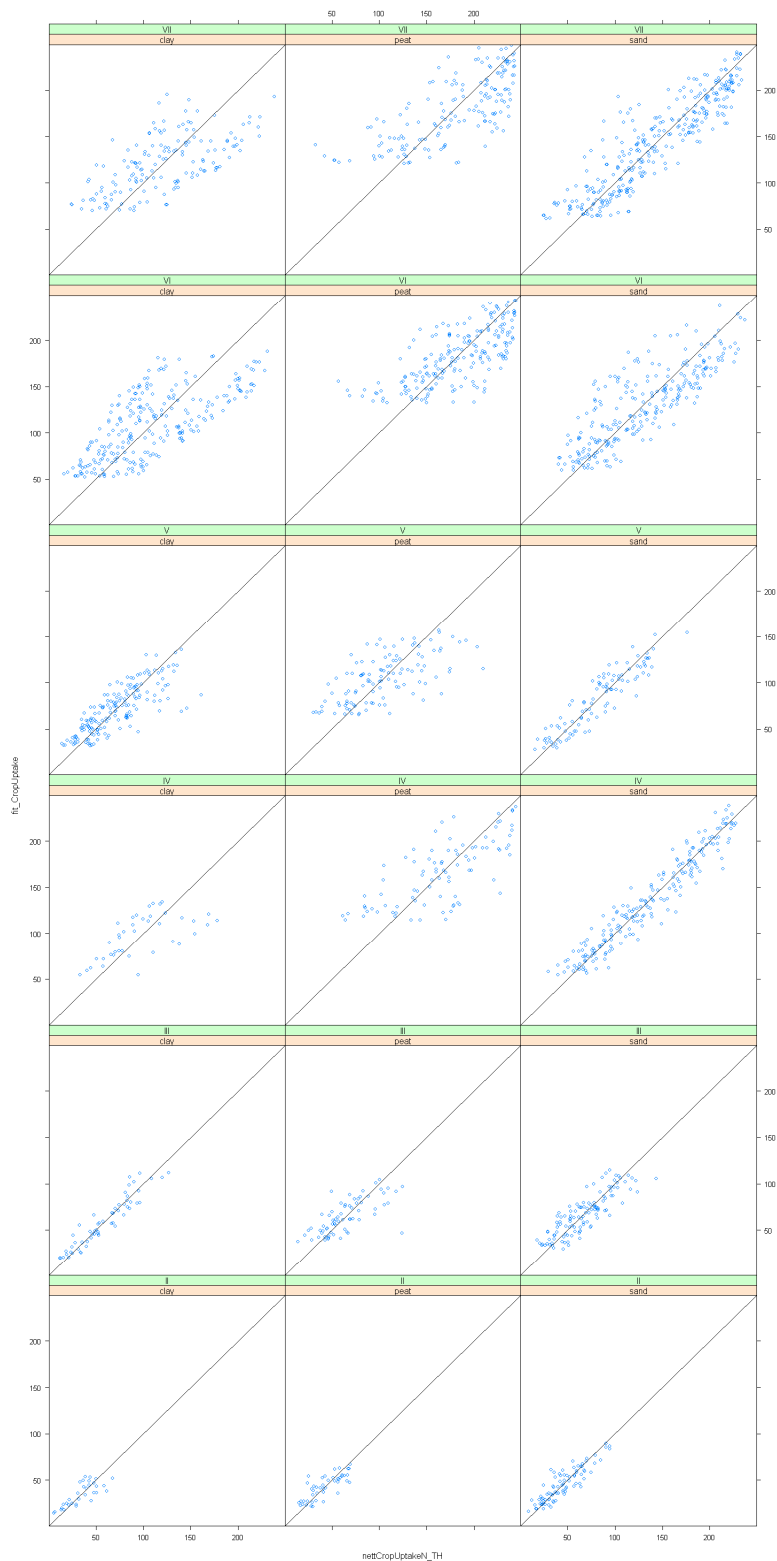
Bijlage 1 Figuren



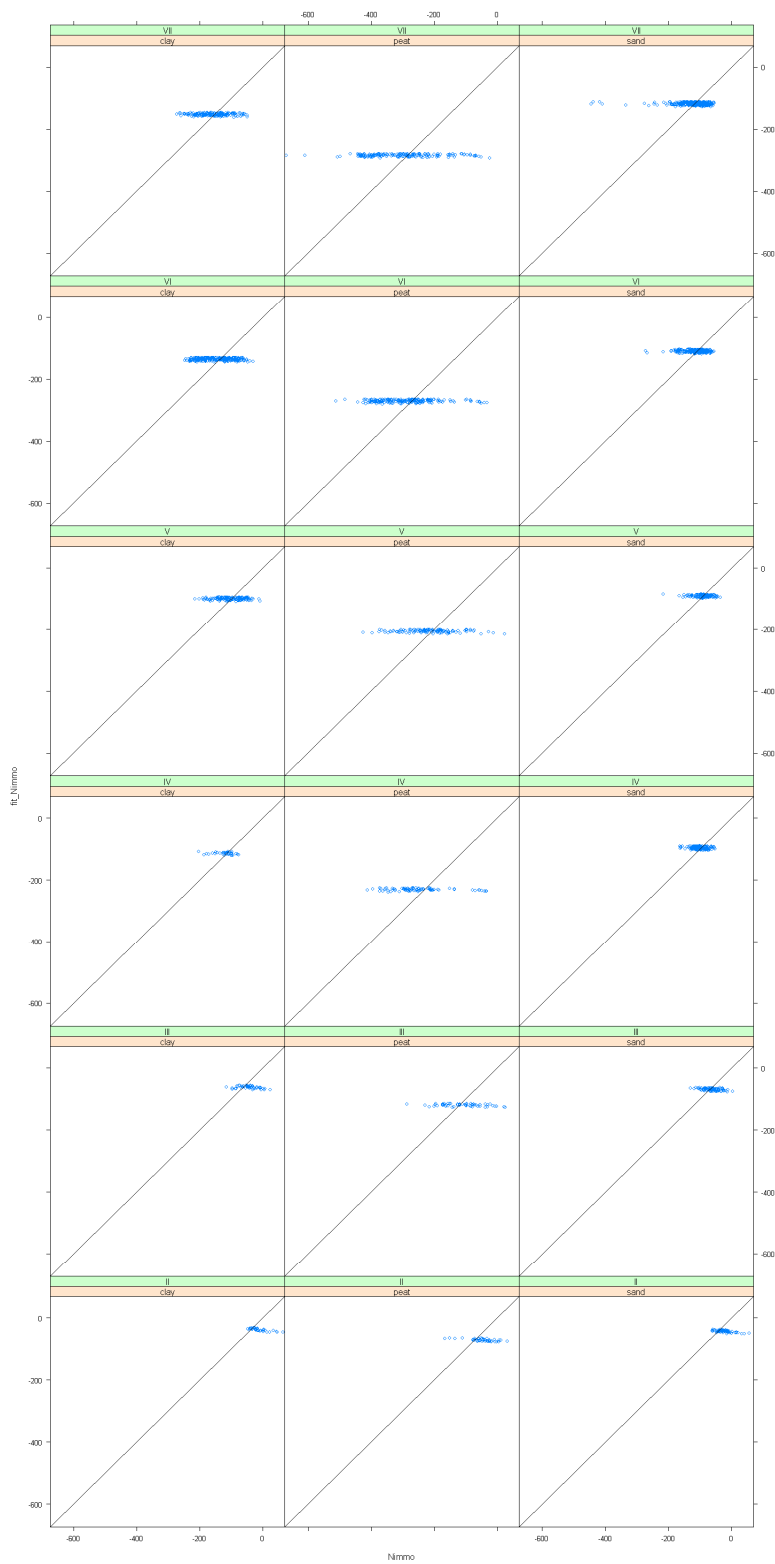
Figuur B.1a De met het metamodel voorspelde gewasopname (*fit_Cropuptake*) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (*nettCropUptake_TH*) voor bouwland



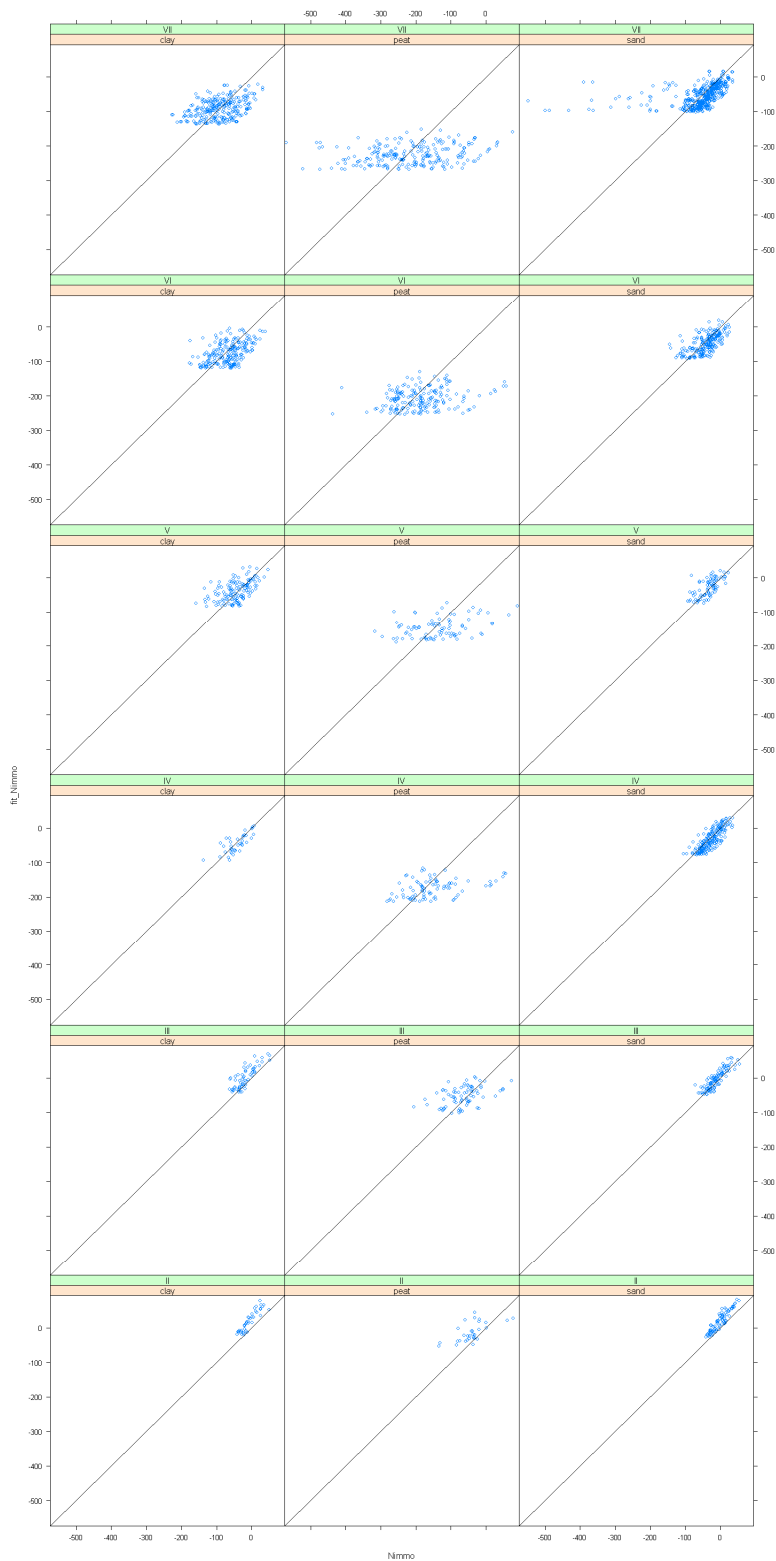
Figuur B.1b De met het metamodel voorspelde gewasopname (fit_Cropuptake) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (netCropUptake_TH) voor gras



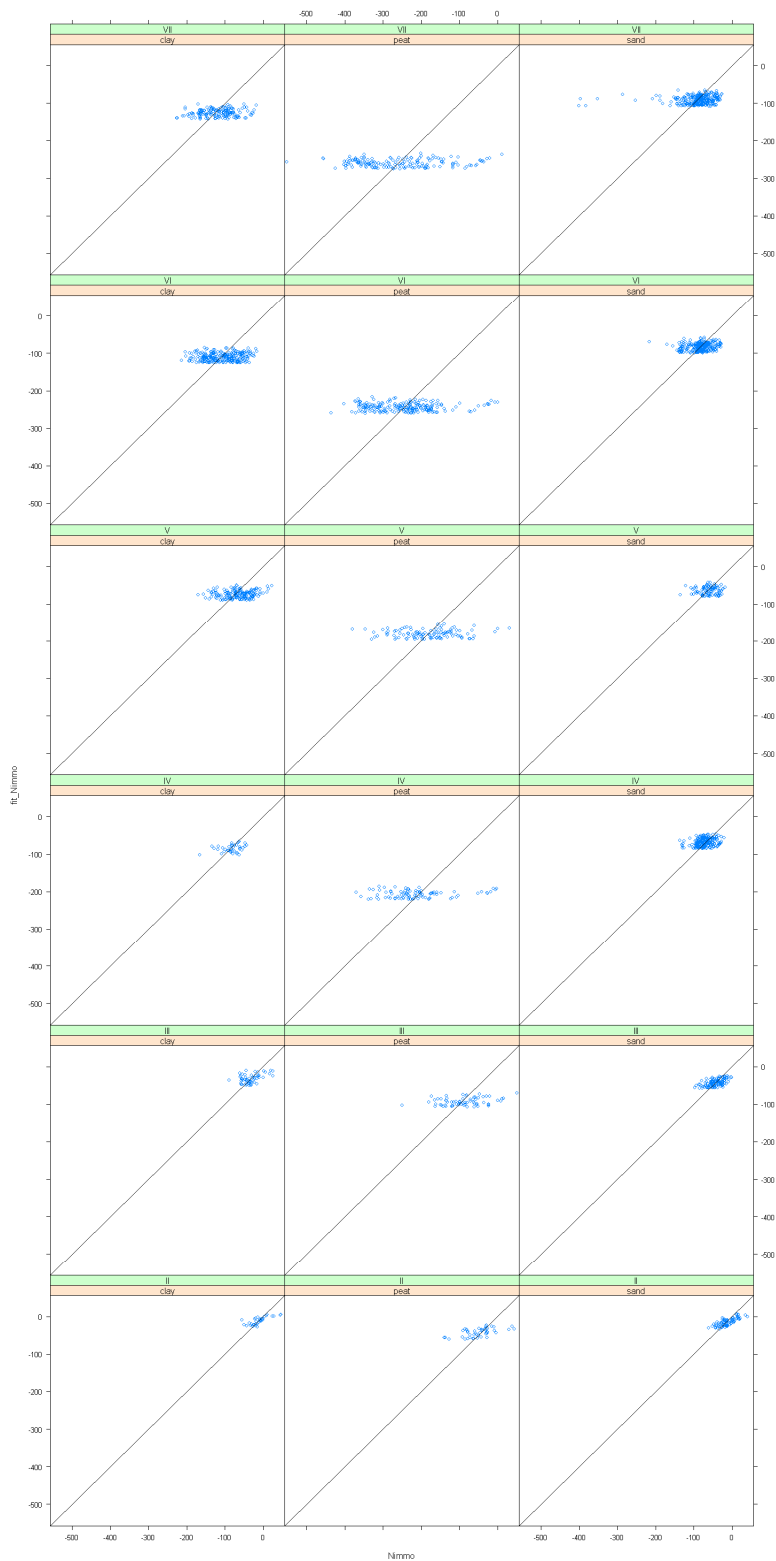
Figuur B.1c De met het metamodel voorspelde gewasopname (fit_Cropuptake) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (nettCropUptake_TH) voor maïs



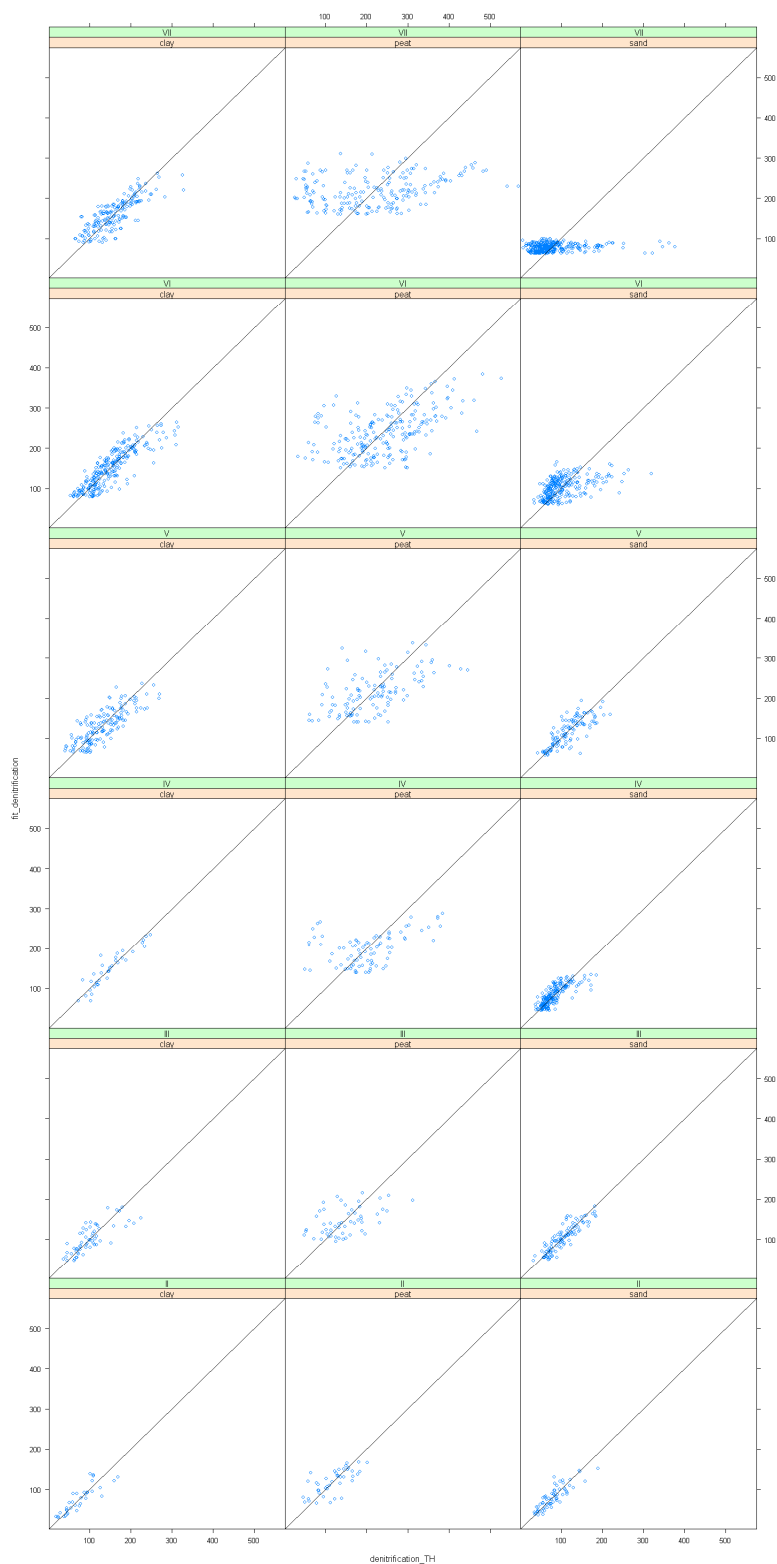
Figuur B.2a De met het metamodel voorspelde Immobilisatie (fit_{Nimmo}) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (N_{immo}) voor gras



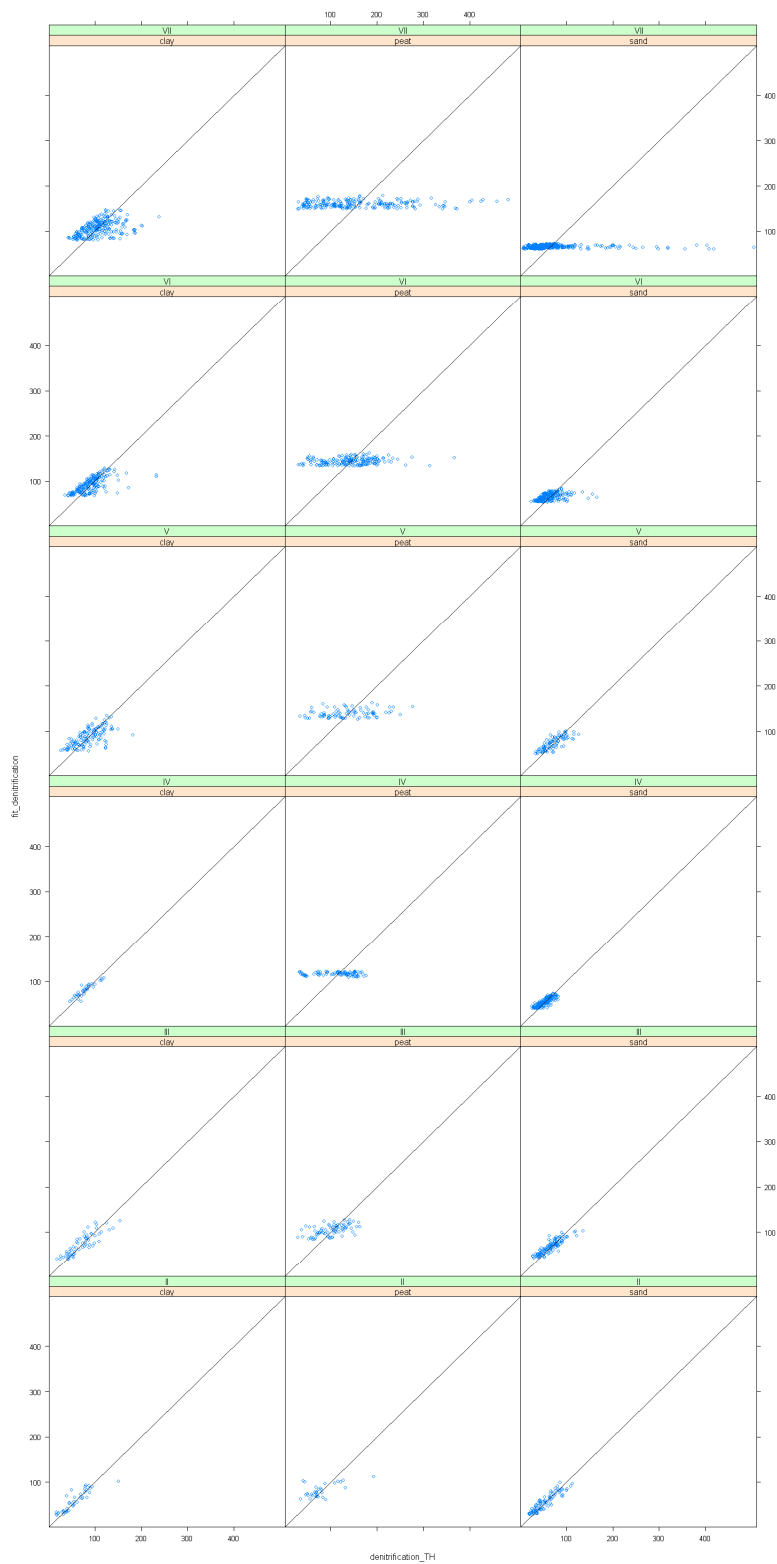
Figuur B.2b De met het metamodel voorspelde Immobilisatie (fit_Nimmo) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (N_immo) voor gras



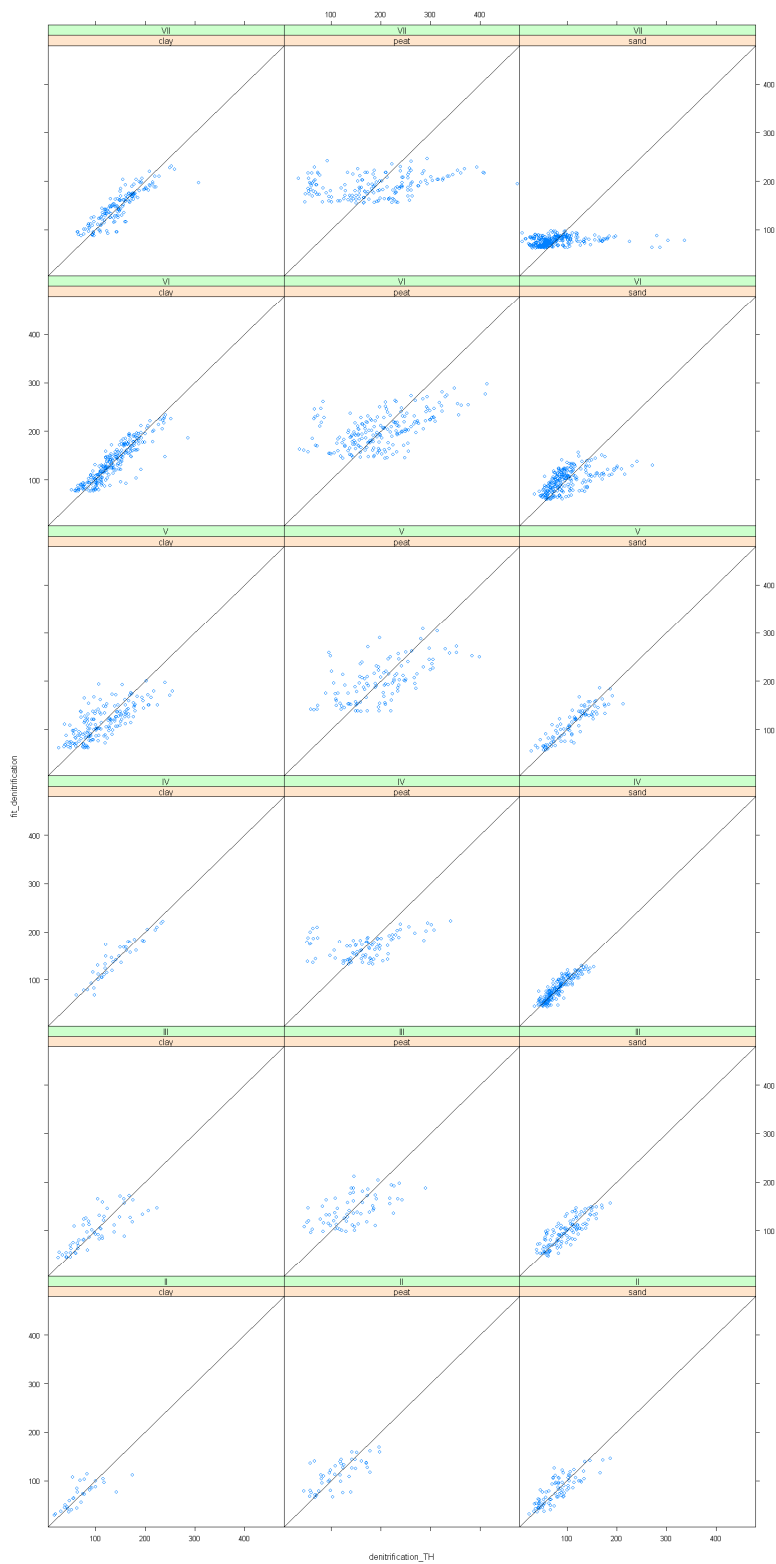
Figuur B.2c De met het metamodel voorspelde Immobilisatie (fit_Nimmo) als functie van de door STONE gesimuleerde gewasopname (N_immo) voor maïs



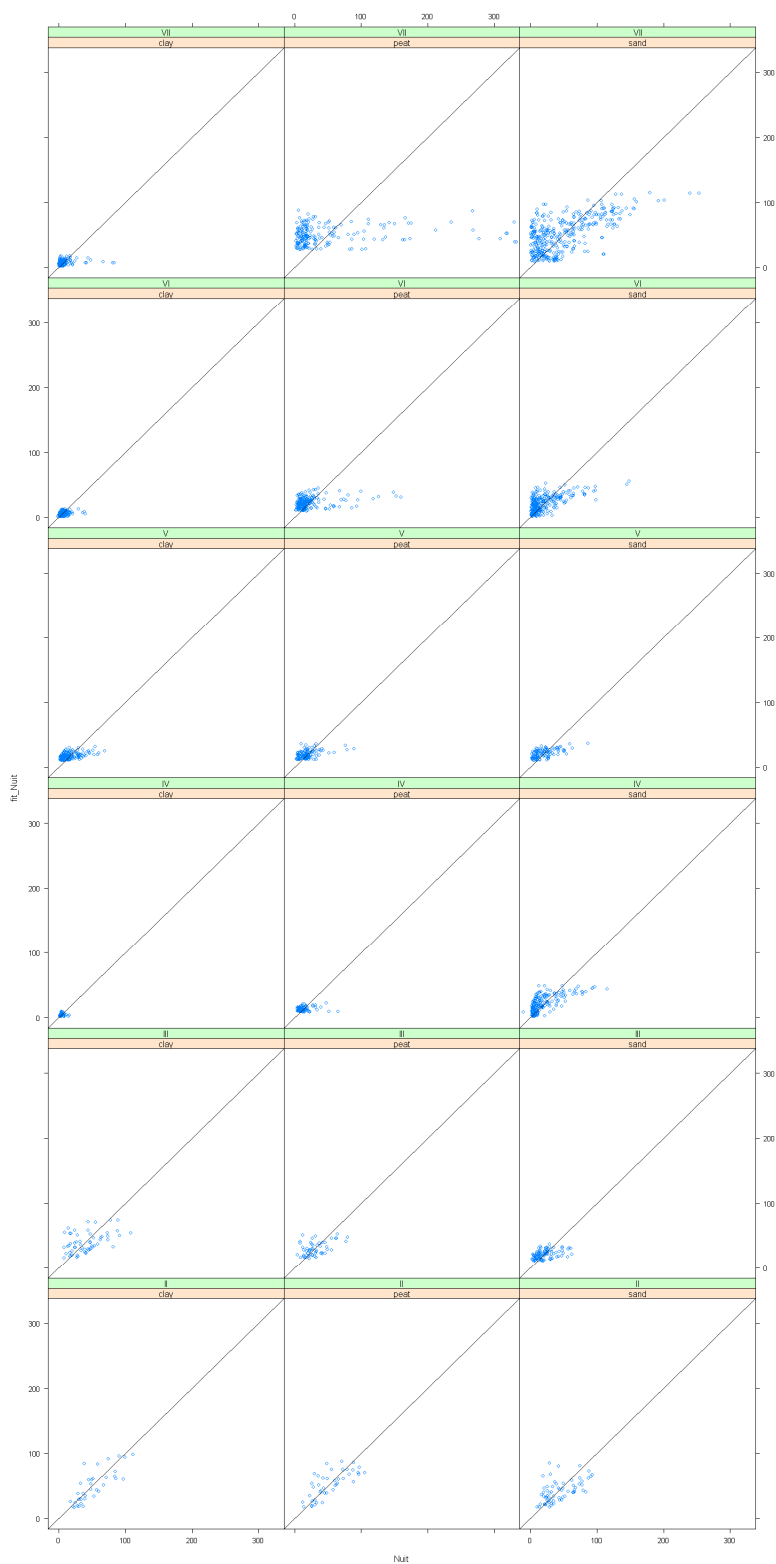
Figuur B.3a De met het metamodel voorspelde denitrificatie (fit_denitrification) als functie van de door STONE gesimuleerde denitrificatie (denitrification_TH voor bouwland



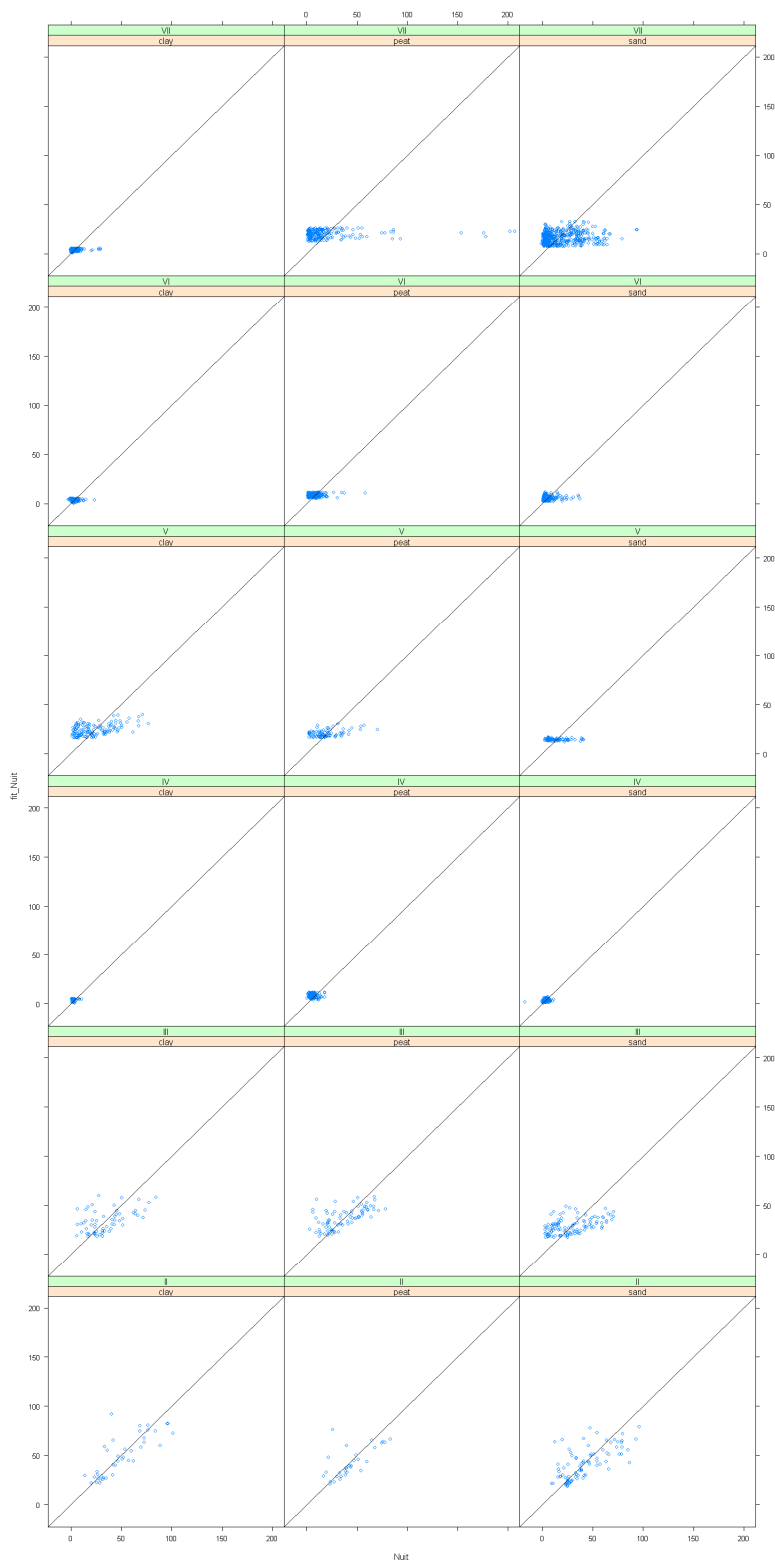
Figuur B.3b De met het metamodel voorspelde denitrificatie (*fit_denitrification*) als functie van de door STONE gesimuleerde denitrificatie (*denitrification_TH* voor grasland)



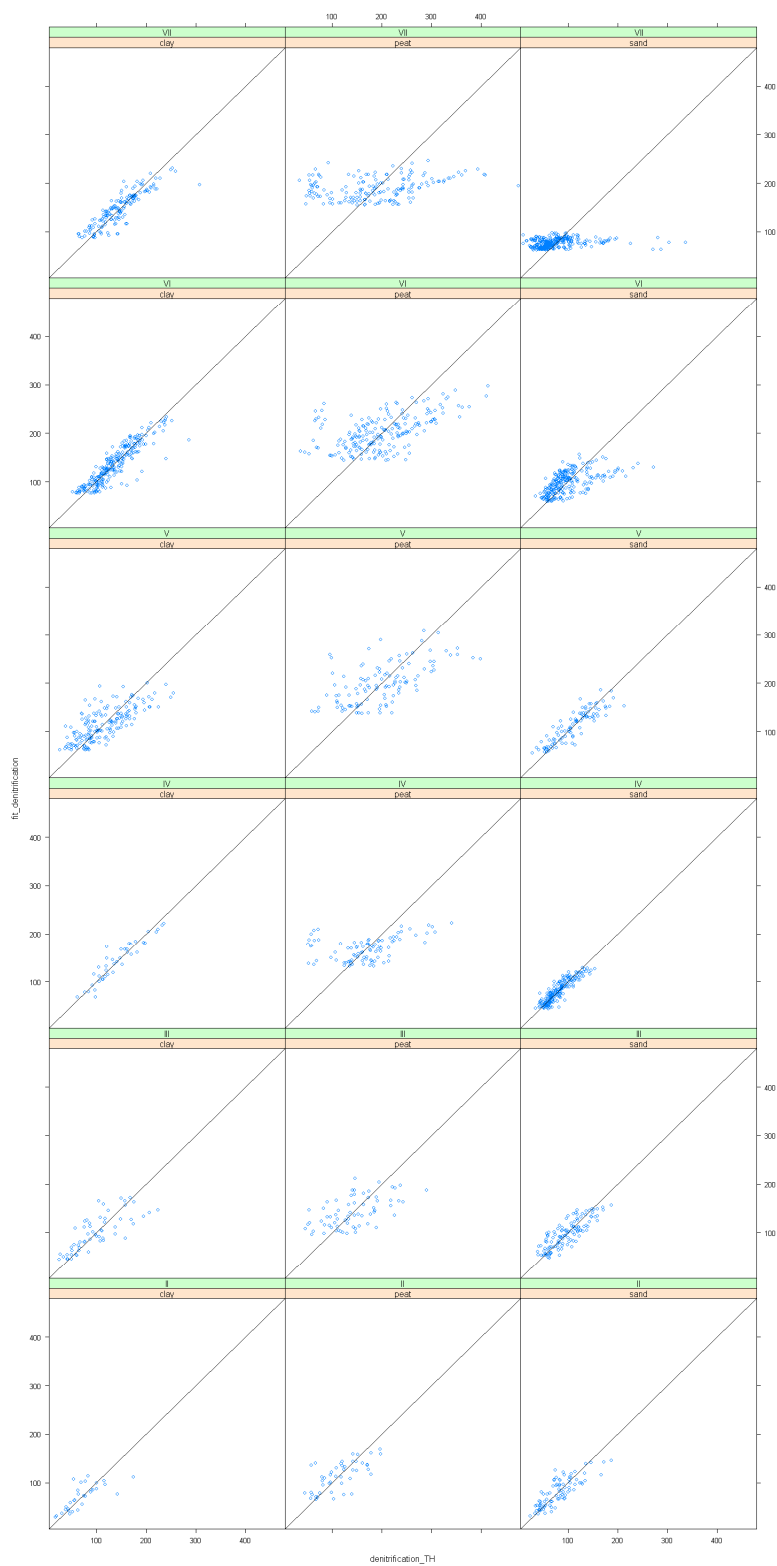
Figuur B.3c De met het metamodel voorspelde denitrificatie (*fit_denitrification*) als functie van de door STONE gesimuleerde denitrificatie (*denitrification_TH* voor maïs



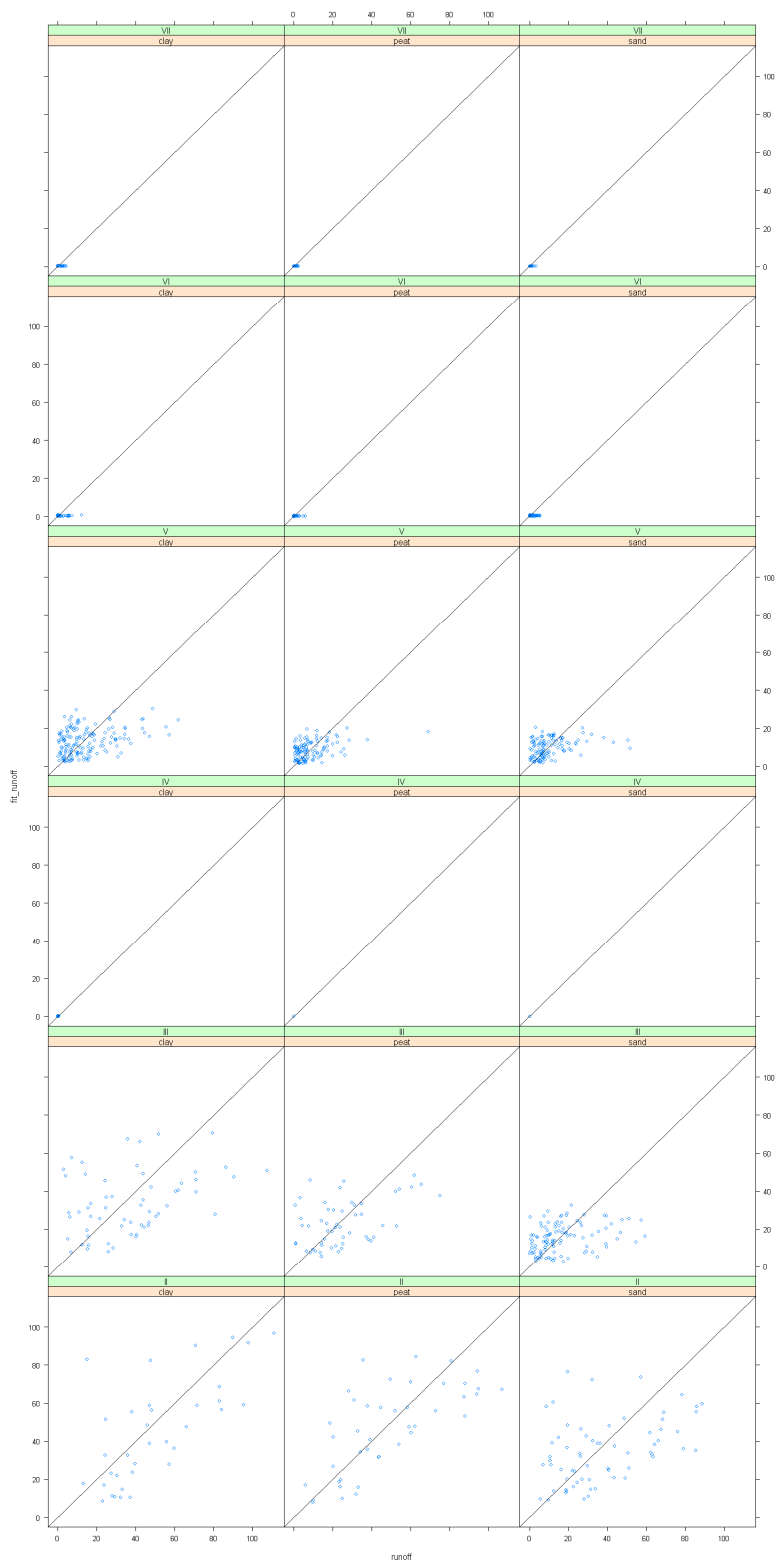
Figuur B.4a De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (fit_Nuit) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (Nuit) voor bouwland



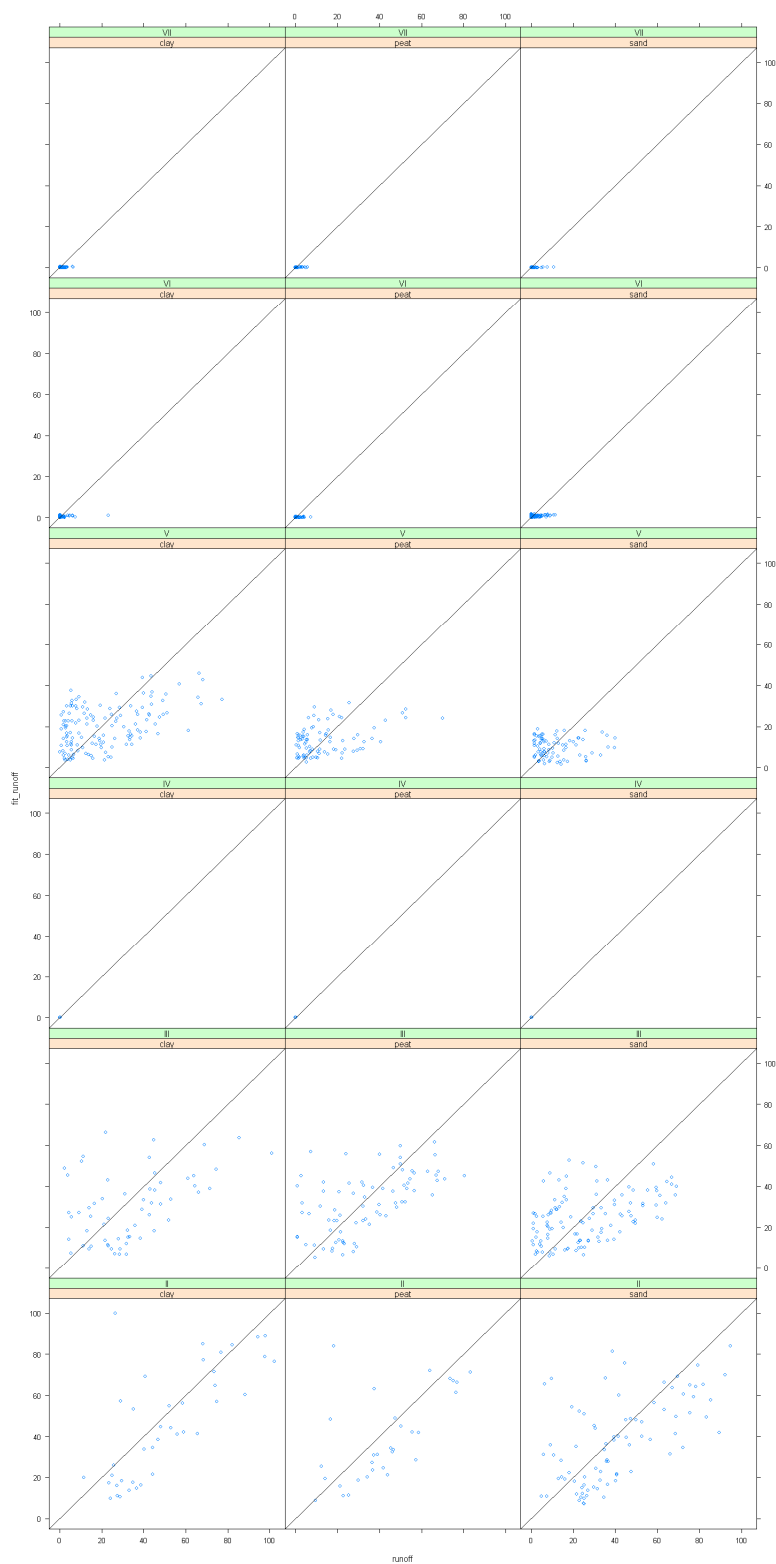
Figuur B.4b De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (fit_Nuit) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (Nuit) voor gras



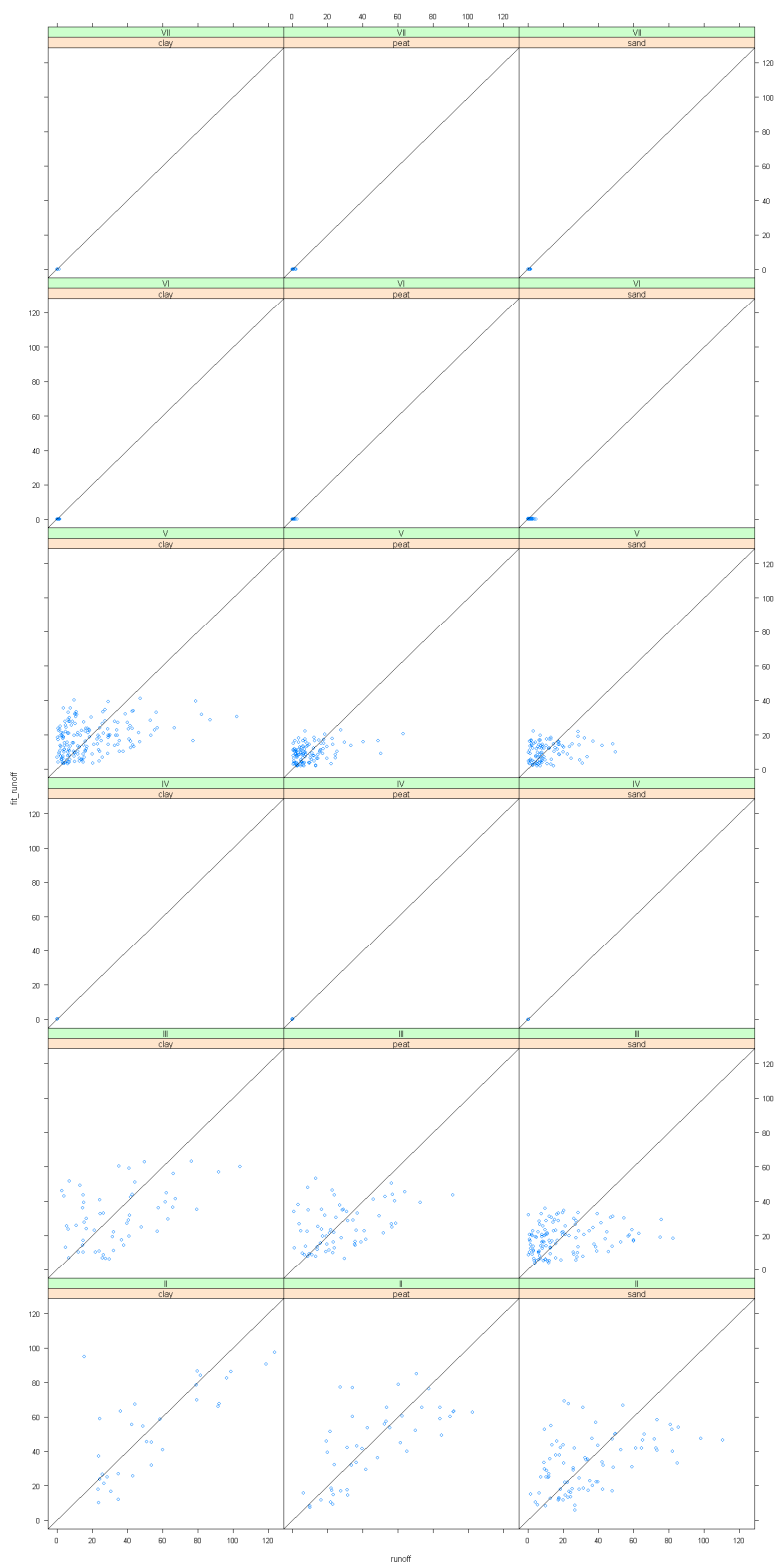
Figuur B.4c De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (*fit_Nuit*) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (*Nuit*) voor maïs



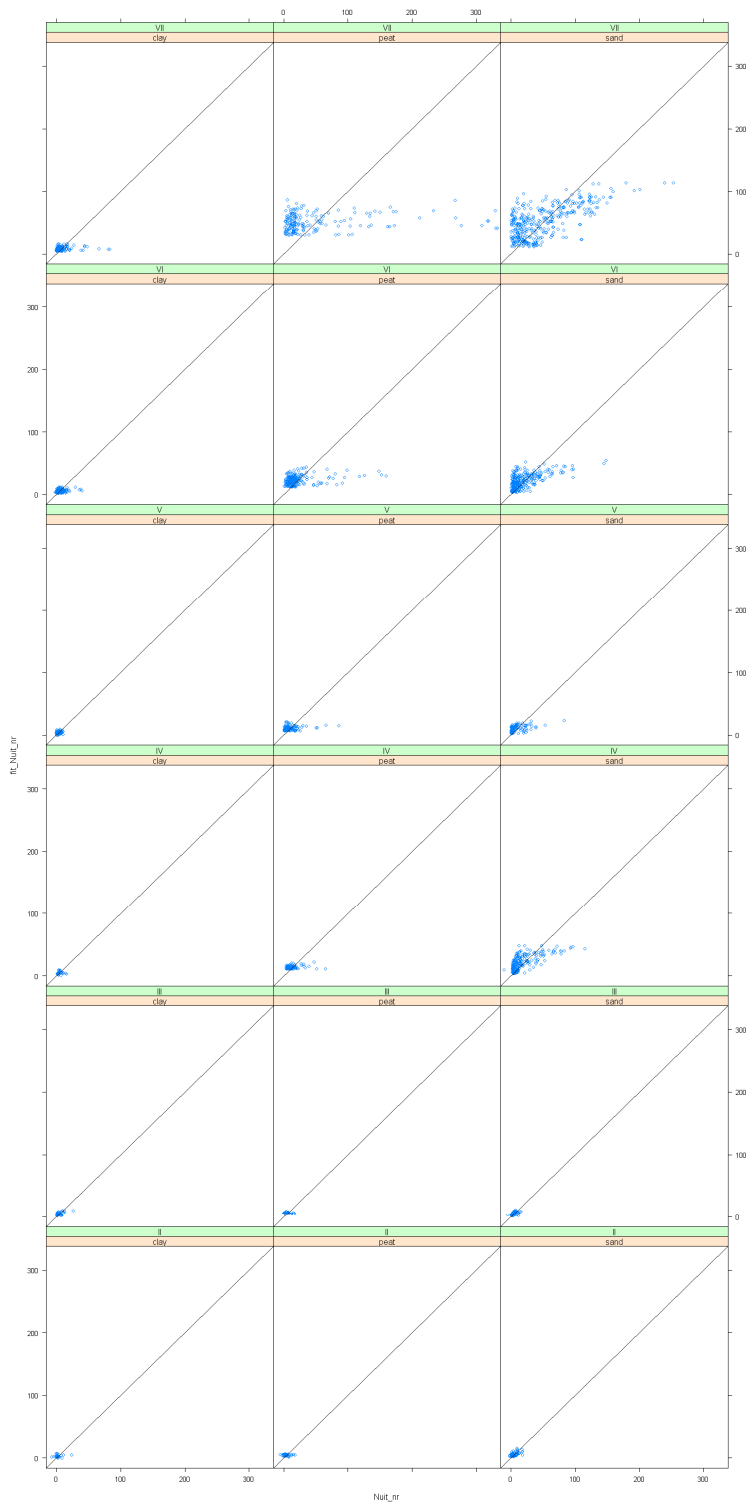
Figuur B.5a De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling (fit_runoff) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (runoff) voor bouwland



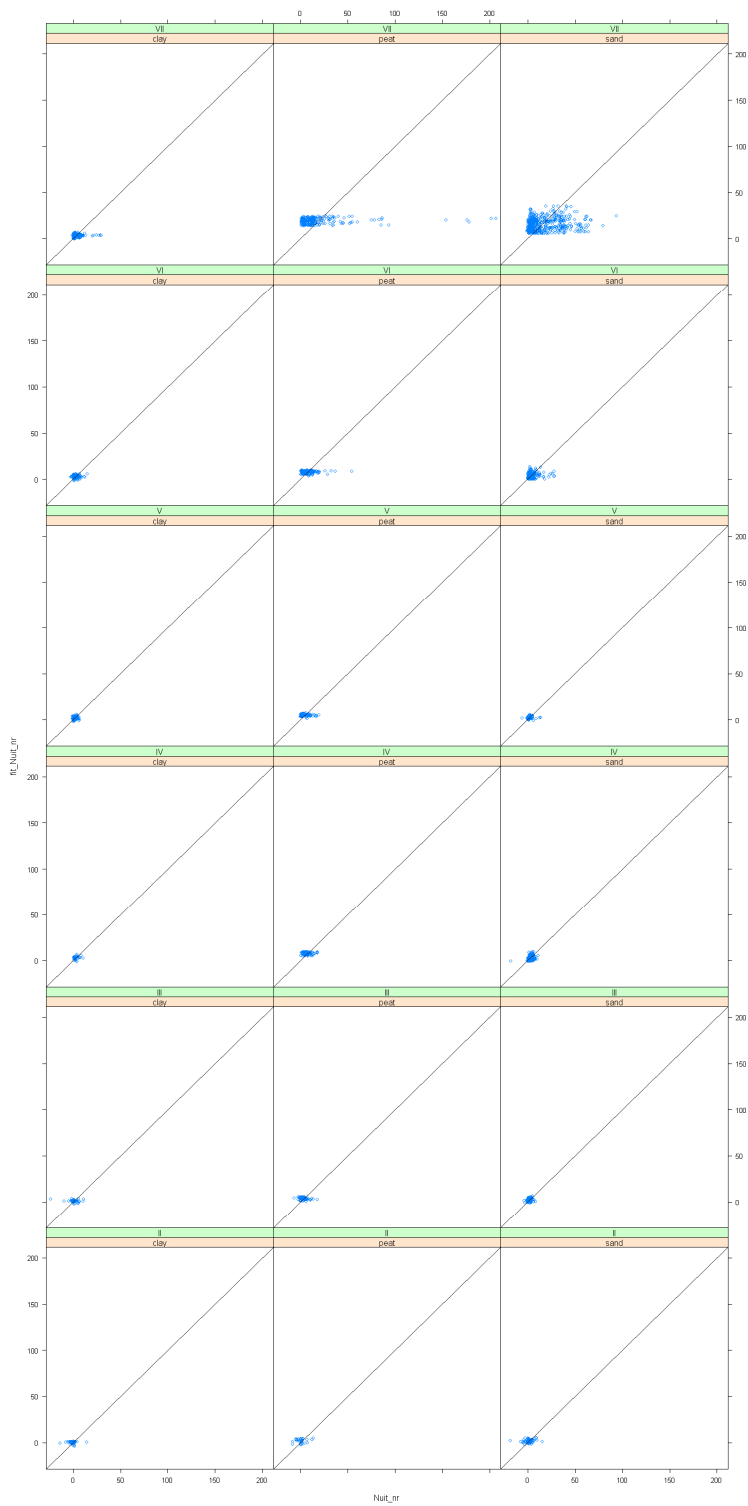
Figuur B.5b De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling (fit_runoff) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (runoff) voor gras



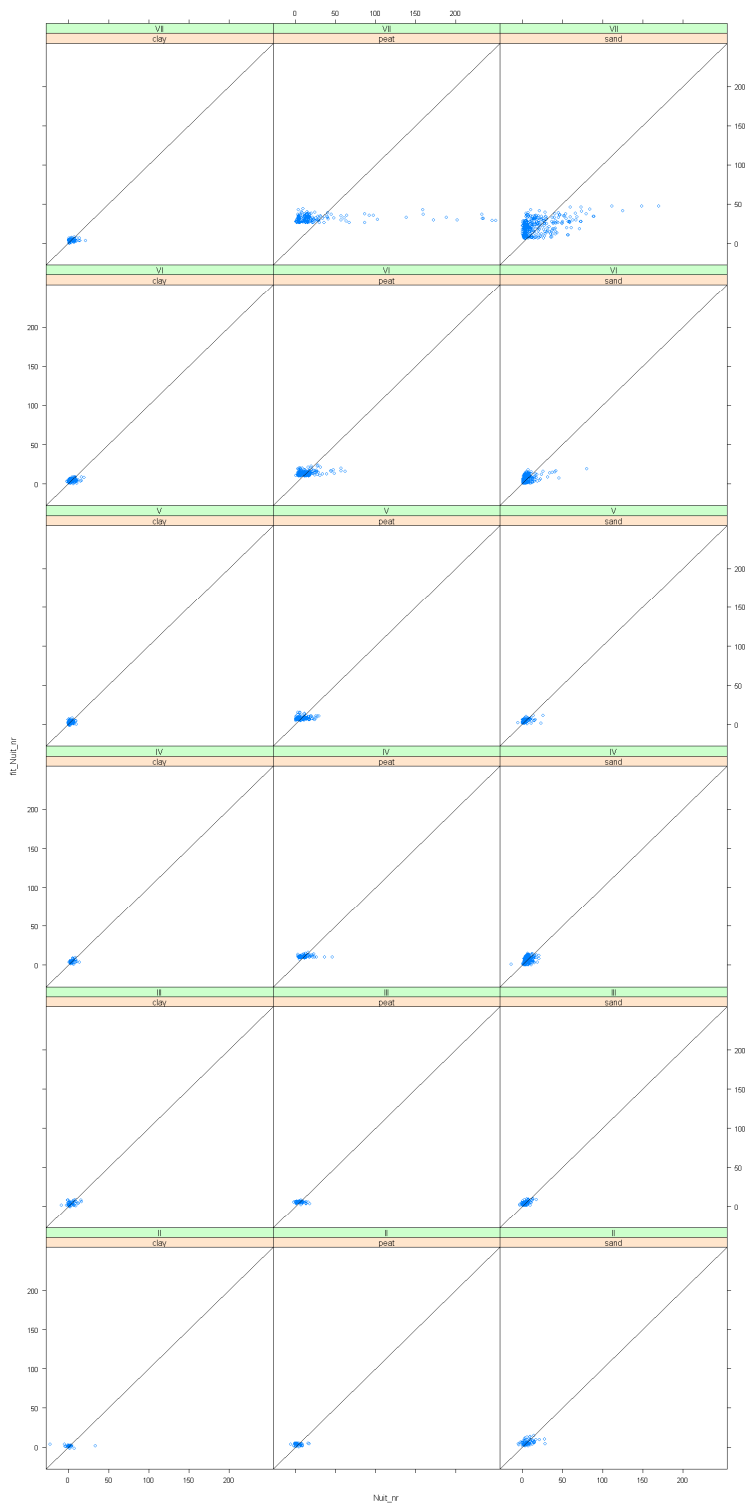
Figuur B.5c De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling (fit_runoff) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen (runoff) voor mais



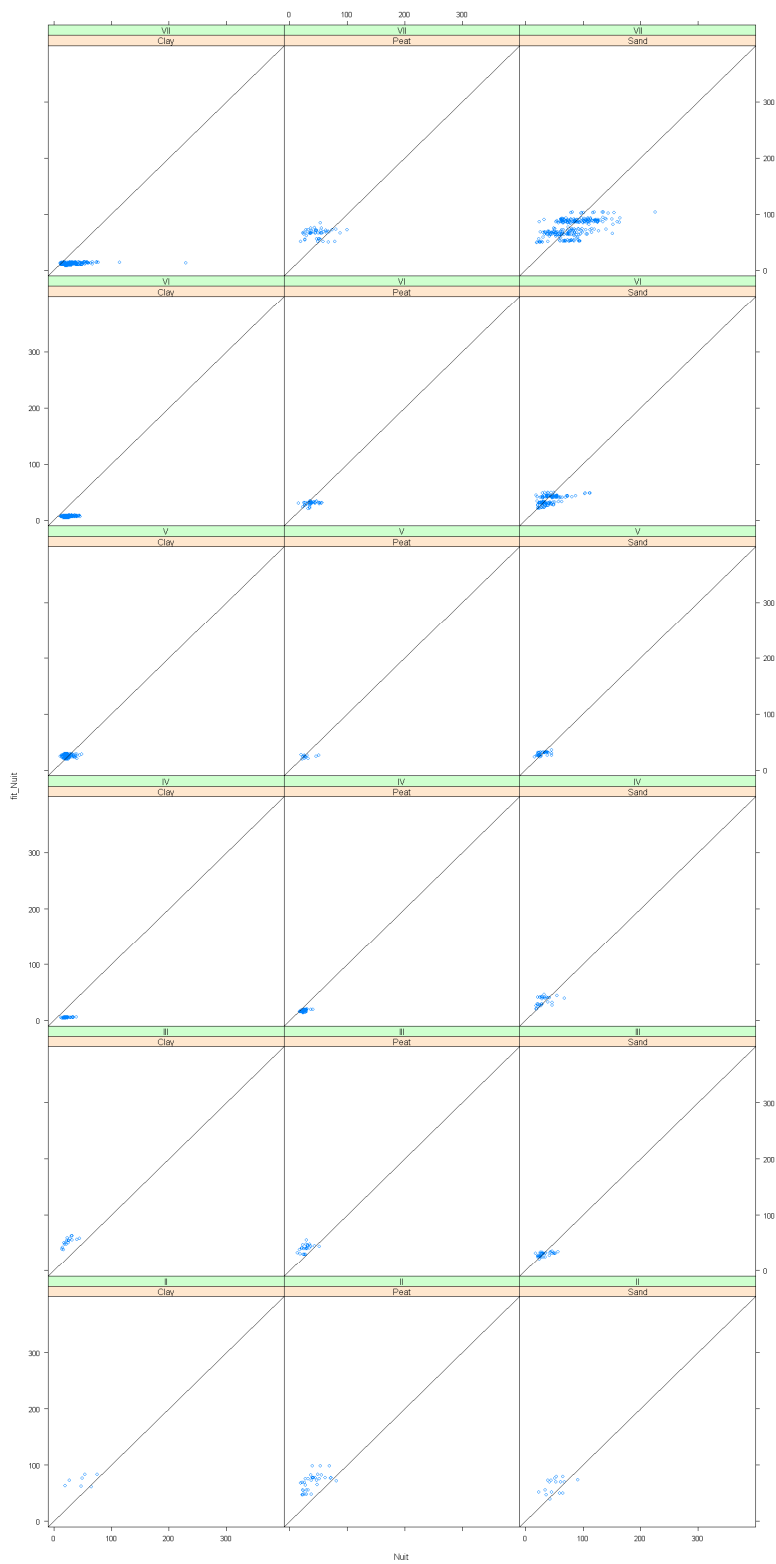
Figuur B.6a De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains (fit_Nuitnr) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains (Nuitnr) voor bouwland



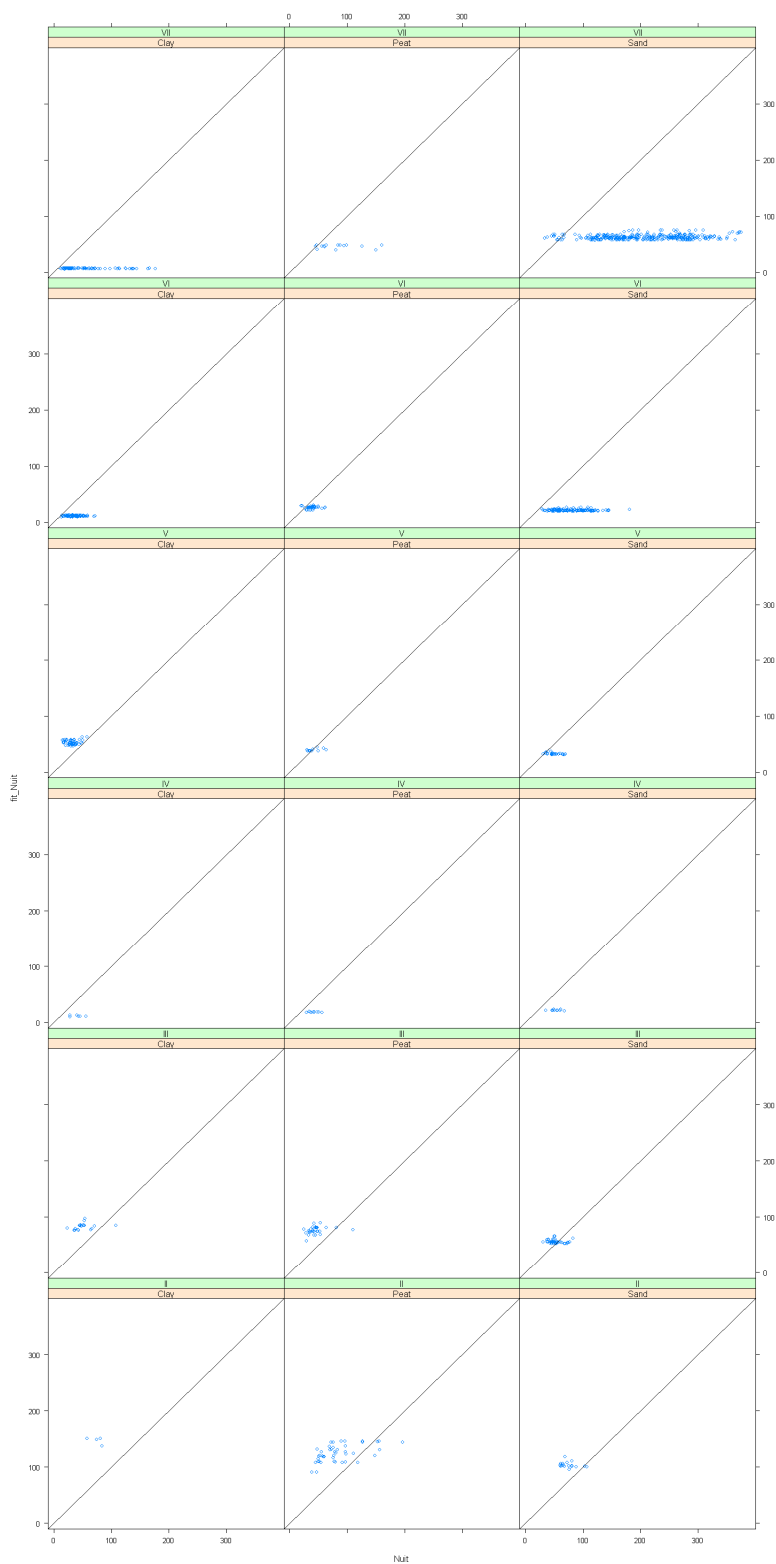
Figuur B.6b De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains (fit_Nuit_{nr}) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains ($Nuit_{nr}$) voor gras



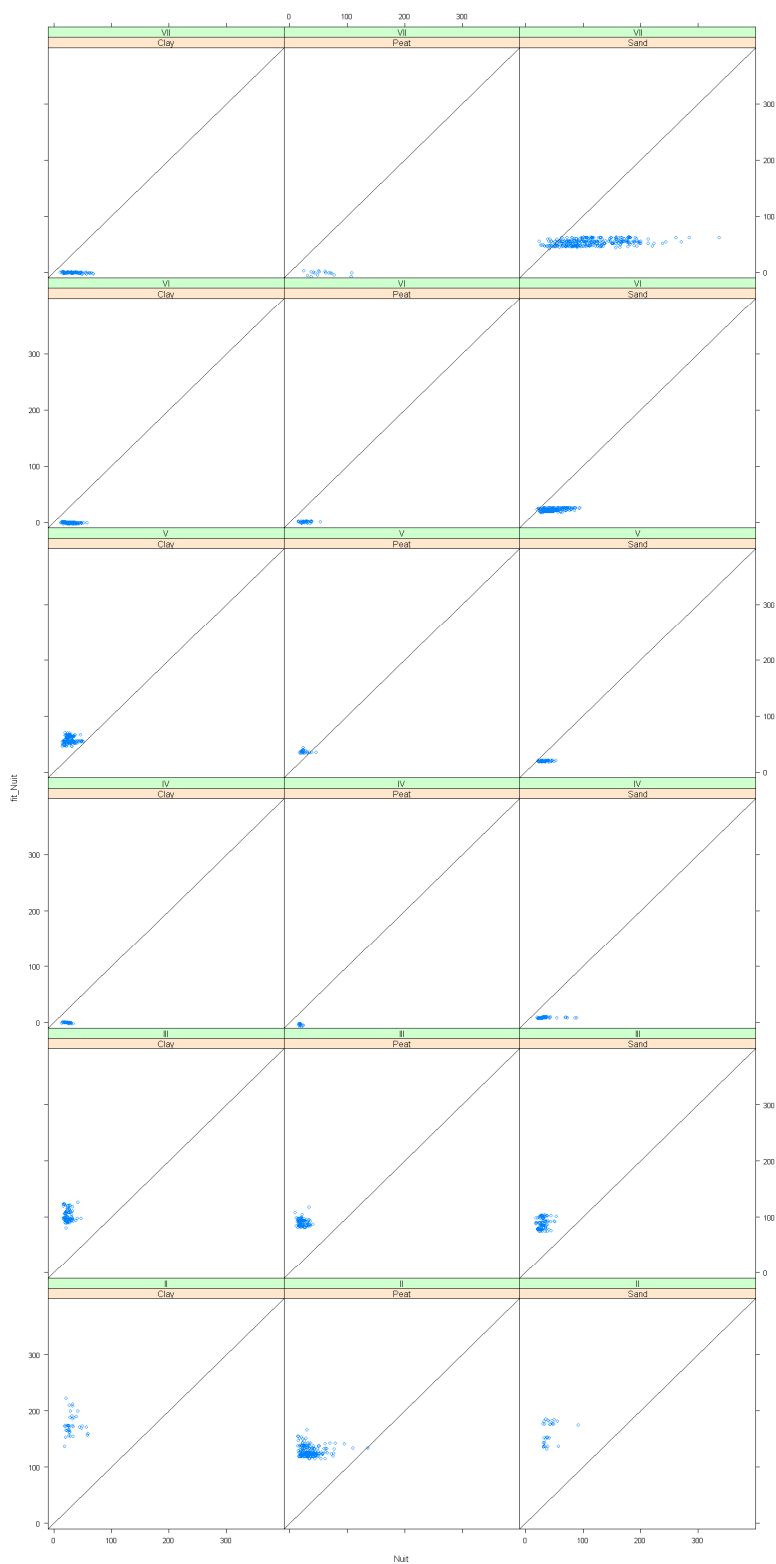
Figuur B.6c De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains (fit_Nuitnr) als functie van de door STONE gesimuleerde stikstofverliezen door afspoeling via matrix en drains (Nuitnr) voor maïs



Figuur B.7a De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (*fit_Nuit*) als functie van de door STONE 2.2 gesimuleerde stikstofverliezen (*Nuit*) voor bouwland



Figuur B.7b De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (*fit_Nuit*) als functie van de door STONE 2.2 gesimuleerde stikstofverliezen (*Nuit*) voor maïs



Figuur B.7c De met het metamodel voorspelde stikstofverliezen door uit- en afspoeling (*fit_Nuit*) als functie van de door STONE 2.2 gesimuleerde stikstofverliezen (*Nuit*) voor gras

Wot-onderzoek

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

vanaf 2006

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

2006

- 21 *Rienks, W.A., I. Terluin & P.H. Vereijken.* Towards sustainable agriculture and rural areas in Europe. An assessment of four EU regions
- 22 *Knegt, B. de, H.W.B. Bredenoord, J. Wiertz & M.E. Sanders.* Monitoringsgegevens voor het natuurbeheer anno 2005. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 1
- 23 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-001 – Monitor- en Evaluatiesysteem Agenda Vitaal Platteland
- 24 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek Natuurplanbureauafunctie
- 25 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-385 - Milieuplanbureauafunctie
- 26 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-394 – Natuurplanbureauafunctie
- 27 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04 - Kennisbasis
- 28 *Verboom, J., R. Pouwels, J. Wiertz & M. Vonk.* Strategisch Plan LARCH. Van strategische visie naar plan van aanpak
- 29 *Velthof, G.L. en J.J.M. van Grinsven (eds.)* Inzet van modellen voor evaluatie van de meststoffenwet. Advies van de CDM-werkgroep Harmonisatie modellen
- 30 *Hinssen, M.A.G., R. van Oostenbrugge & K.M. Sollart.* Draaiboek Natuurbalans. Herziene versie
- 31 *Swaay, C.A.M. van, V. Mensing & M.F. Wallis de Vries.* Hotspots dagvlinder biodiversiteit
- 32 *Goossen, C.M. & F. Langers.* Recreatie en groen in en om de stad. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 33 *Turnhout, Chr. Van, W.-B. Loos, R.P.B. Foppen & M.J.S.M. Reijnen.* Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens
- 34 *Didderen, K en P.F.M. Verdonschot.* Graadmeter Natuurwaarde aquatisch. Typen, indicatoren en monitoring van regionale wateren
- 35 *Wamelink, G.W.W., G.J. Reinds, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros & H.J.J. Wieggers.* Verbeteringen voor de Natuurplanner
- 36 *Groeneveld, R.A. & R.A.M. Schrijver.* FIONA 1.0; Technical description
- 37 *Luesink, H.H., M.J.C. de Bode, P.W.G. Groot Koerkamp, H. Klinker, H.A.C. Verkerk & O. Oenema.* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen
- 38 *Bakker-Verdurmen, M.R.L., J.W. Eimers, M.A.G. Hinssen-Haanen, T.J. van der Zwaag-van Hoorn.* Handboek secretariaat WOT Natuur & Milieu
- 39 *Pleijte, M. & M.A.H.J. van Bavel.* Europees en gebiedsgericht beleid: natuur tussen hamer en aambeel? Een verkennend onderzoek naar de relatie tussen Europees en gebiedsgericht beleid
- 40 *Kramer, H., G.W. Hazeu & J. Clement.* Basiskaart Natuur 2004; vervaardiging van een landsdekkend basisbestand terrestrische natuur in Nederland
- 41 *Koomen, A.J.M., W. Nieuwenhuizen, J. Roos-Klein Lankhorst, D.J. Brus & P.F.G. Vereijken.* Monitoring landschap; gebruik van steekproeven en landsdekkende bestanden
- 42 *Selnes, T.A., M.A.H.J. van Bavel & T. van Rheenen.* Governance of biodiversity
- 43 *Vries, S. de. (2007)* Veranderende landschappen en hun beleving
- 44 *Broekmeijer, M.E.A. & F.H. Kistenkas.* Bouwen en natuur: Europese natuurwaarden op het ruimtelijk ordeningsspoor. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 45 *Sollart, K.M. & F.J.P. van den Bosch.* De provincies aan het werk; Praktijkervaringen van provincies met natuur- en landschapsbeleid in de periode 1990-2005. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 46 *Sollart, K.M. & R. de Niet met bijdragen van M.M.M. Overbeek.* Natuur en mens. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2006

2007

- 47 *Ten Berge, H.F.M., A.M. van Dam, B.H. Janssen & G.L. Velthof.* Mestbeleid en bodemvruchtbaarheid in de Duin- en Bollenstreek; Advies van de CDM-werkgroep Mestbeleid en Bodemvruchtbaarheid in de Duin- en Bollenstreek
- 48 *Kruit, J. & I.E. Salverda.* Spiegeltje, spiegeltje aan de muur, valt er iets te leren van een andere plannings-cultuur?
- 49 *Rijk, P.J., E.J. Bos & E.S. van Leeuwen.* Nieuwe activiteiten in het landelijk gebied. Een verkennende studie naar natuur en landschap als vestigingsfactor
- 50 *Ligthart, S.S.H.* Natuurbeleid met kwaliteit. Het Milieu- en Natuurplanbureau en natuurbeleidsevaluatie in de periode 1998-2006
- 51 *Kennismarkt 22 maart 2007; van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten MNP in 27 posters*
- 52 *Kuindersma, W., R.I. van Dam & J. Vreke.* Sturen op niveau. Perversies tussen nationale natuurbeleid en besluitvorming op gebiedsniveau.
53. *Reijnen, M.J.S.M.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. National Capital Index version 2.0
53. *Windig, J.J., M.G.P. van Veller & S.J. Hiemstra.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Biodiversiteit Nederlandse landbouwhuisdieren en gewassen
53. *Melman, Th.C.P. & J.P.M. Willemen.* Indicatoren for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Coverage protected areas.
53. *Weijden, W.J. van der, R. Leewis & P. Bol.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Indicatoren voor het invasieproces van exotische organismen in Nederland
53. *Nijhof, B.S.J., C.C. Vos & A.J. van Strien.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Influence of climate change on biodiversity.
53. *Moraal, L.G.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Effecten van klimaatverandering op insectenplagen bij bomen.
53. *Fey-Hofstede, F.E. & H.W.G. Meesters.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Exploration of the

- usefulness of the Marine Trophic Index (MTI) as an indicator for sustainability of marine fisheries in the Dutch part of the North Sea.
- 53. 9** *Reijnen, M.J.S.M.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Connectivity/fragmentation of ecosystems: spatial conditions for sustainable biodiversity
- 53. 11** *Gaaff, A. & R.W. Verburg.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010' Government expenditure on land acquisition and nature development for the National Ecological Network (EHS) and expenditure for international biodiversity projects
- 53. 12** *Elands, B.H.M. & C.S.A. van Koppen.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Public awareness and participation
- 54** *Broekmeyer, M.E.A. & E.P.A.G. Schouwenberg & M.E. Sanders & R. Pouwels.* Synergie Ecologische Hoofdstructuur en Natura 2000-gebieden. Wat stuurt het beheer?
- 55** *Bosch, F.J.P. van den.* Draagvlak voor het Natura 2000 gebiedenbeleid. Onder relevante betrokkenen op regionaal niveau
- 56** *Jong, J.J. & M.N. van Wijk, I.M. Bouwma.* Beheerskosten van Natura 2000 gebieden
- 57** *Pouwels, R. & M.J.S.M. Reijnen & M. van Adrichem & H. Kuipers.* Ruimtelijke condities voor VHR-soorten
- 58** *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer.
- 59** *Schouwenberg, E.P.A.G.* Huidige en toekomstige stikstofbelasting op Natura 2000 gebieden
- 60** *Hoogeveen, M.* Herberekening Ammoniak 1998 (*werktitel*)
- 61** *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-001 – ME-AVP
- 62** *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 63** *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 64** *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-385 – Milieuplanbureauafunctie
- 65** *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-394 – Natuurplanbureauafunctie
- 66** *Brasser E.A., M.F. van de Kerkhof, A.M.E. Groot, L. Bos-Gorter, M.H. Borgstein, H. Leneman* Verslag van de Dialogen over Duurzame Landbouw in 2006
- 67** *Hinssen, P.J.W.* Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Werkplan 2007
- 68** *Nieuwenhuizen, W. & J. Roos Klein Lankhorst.* Landschap in Natuurbalans 2006; Landschap in verandering tussen 1990 en 2005; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006.
- 69** *Geelen, J. & H. Leneman.* Belangstelling, motieven en knelpunten van natuuraanleg door grondeigenaren. Uitkomsten van een marktonderzoek.
- 70** *Didderen, K., P.F.M. Verdonschot, M. Bleeker.* Basiskaart Natuur aquatisch. Deel 1: Beleidskaarten en prototype
- 71** *Boesten, J.J.T.I., A. Tiktak & R.C. van Leerdam.* Manual of PEARLNEQ v4
- 72** *Grashof-Bokdam, C.J., J. Frissel, H.A.M. Meeuwssen & M.J.S.M. Reijnen.* Aanpassing graadmeter natuurwaarde voor het agrarisch gebied
- 73** *Bosch, F.J.P. van den.* Functionele agrobiodiversiteit. Inventarisatie van nut, noodzaak en haalbaarheid van het ontwikkelen van een indicator voor het MNP
- 74** *Kistenkas, F.H. en M.E.A. Broekmeyer.* Natuur, landschap en de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht
- 75** *Luttik, J., F.R. Veeneklaas, J. Vreke, T.A. de Boer, L.M. van den Berg & P. Luttik.* Investeren in landschapskwaliteit; De toekomstige vraag naar landschappen om in te wonen, te werken en te ontspannen
- 76** *Vreke, J.* Evaluatie van natuurbeleidsprocessen
- 77** *Apeldoorn, R.C. van,* Working with biodiversity goals in European directives. A comparison of the implementation of the Birds and Habitats Directives and the Water Framework Directive in the Netherlands, Belgium, France and Germany
- 78** *Hinssen, P.J.W.* Werkprogramma 2008; Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT-04). Onderdeel Planbureauafuncties Natuur en Milieu.
- 79** *Custers, M.H.G.* Betekenissen van Landschap in onderzoek voor het Milieu- en Natuurplanbureau; een bibliografisch overzicht
- 80** *Vreke, J., J.L.M. Donders, B.H.M. Elands, C.M. Goossen, F. Langers, R. de Niet & S. de Vries.* Natuur en landschap voor mensen Achtergronddocument bij Natuurbalans 2007
- 81** *Bakel, P.J.T. van, T. Kroon, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, H.Th.L. Massop, D.J.J. Walvoort.* Reparatie Hydrologie voor STONE 2.1. Beschrijving reparatie-acties, analyse resultaten en beoordeling plausibiliteit.
- 2008**
- 82** *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma.* Jurisprudentie-monitor natuur 2005-2007; Rechtsontwikkelingen Natura 2000 en Ecologische Hoofdstructuur
- 83** *Berg, F. van den, P.I. Adriaanse, J. A. te Roller, V.C. Vulto & J.G. Groenwold.* SWASH Manual 2.1; User's Guide version 2
- 84** *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, P. Roza & T. Selnes.* Tussen de bomen het geld zien. Programma Beheer en vergelijkbare regelingen in het buitenland (een quick-scan)
- 85** *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 1.0
- 86** *Goossen, C.M., H.A.M. Meeuwssen, G.J. Franke & M.C. Kuyper.* Verkenning Europese versie van de website www.daarmoetikzijn.nl.
- 87** *Helming, J.F.M. & R.A.M. Schrijver.* Economische effecten van inzet van landbouwsubsidies voor milieu, natuur en landschap in Nederland; Achtergrond bij het MNP-rapport 'Opties voor Europese landbouwsubsidies
- 88** *Hinssen, P.J.W.* Werkprogramma 2008; Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT-04). Programma 001/003/005
- 90** *Kramer, H.* Geografisch Informatiesysteem Bestaande Natuur; Beschrijving IBN1990t en pilot ontwikkeling BN2004
- 92** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-001 – Koepel
- 93** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 94** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 95** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-005 – M-AVP
- 96** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 97** *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 98** *Wamelink, G.W.W.* Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse van SUMO
- 99** *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, L.J. Mokveld & J.H. Wisman.* Ammoniakemissies uit de landbouw in Milieubalans 2006: uitgangspunten en berekeningen
- 100** *Kennismarkt 3 april 2008; Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten MNP*
- 101** *Mansfeld, M.J.M. van & J.A. Klijn,* "Balansen op de weegschaal". Terugblik op acht jaar Natuurbalansen (1996-2005)
- 102** *Sollart, K.M. & J. Vreke.* Het faciliteren van natuur- en milieueducatie in het basisonderwijs; MNE-WOT-werkdocument 110

ondersteuning in de provincies

- 104** *Wijk, M.N., van (redactie).* Aansturing en kosten van het natuurbeheer. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer
- 105** *Selnes, T. & P. van der Wielen.* Tot elkaar veroordeeld? Het belang van gebiedsprocessen voor de natuur
- 106** *Annual reports for 2007; Programme WOT-04*
- 107** *R. Pouwels, J.G.M. van der Gref, M.H.C. van Adrichem, H. Kuiper, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen,* LARCH Status A
- 108** *Technical Documentation for SUMO2 v. 3.2.1,* G.W.W. Wamelink
- 109** *Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, G.J. Reinds,* Herprogrammeren van SUMO2. Verbetering in het kader van de modelkwaliteitslag
- 110** *Salm, van der C., T. Hoogland, D.J.J. Walvoort,* *Verkenning van de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een metamodel voor de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden*

