



Vorbereiding STONE2.4 op berekeningen voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012

P. Groenendijk, L.V. Renaud, E.M.P.M. van Boekel, C. van der Salm en O.F. Schoumans



ALTERRA
WAGENINGEN UR

Vorbereiding STONE2.4 op berekeningen voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012

P. Groenendijk, L.V. Renaud, E.M.P.M. van Boekel, C. van der Salm en O.F. Schoumans

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van Beleidsondersteunend Onderzoek van EL&I, cluster Mest en Mineralen binnen het thema Evaluatie en Monitoring (projectnummer BO-12.07-005-004).

Alterra Wageningen UR
Wageningen, september 2013

Alterra-rapport 2462
ISSN 1566-7197

Groenendijk, P., L.V. Renaud, E.M.P.M. van Boekel, C. van der Salm en O.F. Schoumans, 2013. *Voorbereiding STONE2.4 op berekeningen voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012*. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2462. 116 blz.; 71 fig.; 31 tab.; 59 ref.

STONE is een simulatiemodel dat in de jaren negentig door RIVM, RIZA en Wageningen UR is ontwikkeld. Het bestaat uit een reeks deelmodellen die gebruikt worden om de gevolgen van het mestbeleid voor de emissie van stikstof en fosfaat naar het grondwater en het oppervlaktewater te evalueren. Voor het model is Nederland opgedeeld in 6405 eenheden die uniek zijn qua bodem, bodemgebruik en mestregime.

Voor het doorrekenen van mestvarianten voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012 is STONE up-to-date gemaakt voor de inzichten over gewasopname en de hydrologie. Verder zijn procesbeschrijvingen in STONE uitgebreid en verbeterd om het stelsel P-gedifferentieerde gebruiksnormen dat vanaf 2010 van kracht is geworden te kunnen hanteren en de bodemvruchtbaarheid te kunnen voorspellen. Ook is STONE getoetst aan nitraatmetingen in het LMM. Uitspraken over het realiseren van de 50 mg L⁻¹ nitraatdoelstelling voor bodem-gewas-regio combinaties zijn in een aantal gevallen niet onderbouwd door de toetsing. De trends die uit de modelresultaten afgeleid kunnen worden, worden wel plausibel geacht.

Trefwoorden: belasting oppervlaktewater, Evaluatie Meststoffenwet, gebruiksnormen, mestbeleid, nitraatuitspoeling, nitraatconcentratie, P-AL-getal, Pw-getal, STONE-model

Dit rapport is gratis te downloaden van www.wageningenUR.nl/alterra (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2013 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wageningenUR.nl/alterra. Alterra is onderdeel van Wageningen UR (University & Research centre).

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Inhoud

	Woord vooraf	5
	Samenvatting	7
1	Inleiding	13
	1.1 Achtergrond	13
	1.2 Doel	13
	1.3 Afbakening	13
	1.4 Leeswijzer	14
2	Beschrijving referentieversie	15
	2.1 Vaststellen referentieversie voor de ontwikkeling van STONE2.4	15
	2.1.1 Aanpassingen in STONE2.3	15
	2.1.2 Nitraatconcentraties in grondwater	16
	2.1.3 N- en P-belasting van oppervlaktewater	18
	2.2 Onderdelen van STONE2.4	19
	2.2.1 Modelschematisering en herkomst modelinvoer	19
3	Aanpassing hydrologie	22
	3.1 Aangepaste parameters	22
	3.2 Analyse van de verschillen van de hydrologie voor STONE2.3 en voor STONE2.4	23
	3.3 Effect op nitraatconcentraties	26
	3.4 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	27
4	Aanpassing bodemchemische en geochemische schematisering	30
	4.1 Aanpassing parameters	30
	4.2 Effect op nitraatconcentraties	33
	4.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	34
5	Aanpassing organische stofverdeling en parameterisering bovengrond	37
	5.1 Aanleiding	37
	5.2 Praktijkcijfers van organische stofverandering	37
	5.2.1 Verloop van de organische stofvoorraad in de wortelzone in STONE2.3	38
	5.2.2 Formulering van de organische stoftransformaties in ANIMO	40
	5.3 Voorstellen voor verbetering organische stofkringloop	41
	5.4 Aanpassing parameters	42
	5.5 Effect op nitraatconcentraties	43
	5.6 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	44
6	Aanpassing randconcentraties	46
	6.1 Aanpassingen	46
	6.2 Effect op nitraatconcentraties	49
	6.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	49
7	Parameterisering van de P-respons van grasland, akkerbouw- en groentegewassen	52
	7.1 Aanpassingen	52
	7.1.1 Aanleiding	52

7.1.2	Aanpak	52
7.2	Effect op nitraatconcentraties	55
7.3	Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	56
8	Combinatie van aanpassingen	58
8.1	Aangepaste parameters	58
8.2	Effect op nitraatconcentraties	58
8.3	Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	60
9	Modellering van Pw- en P-AL-afhankelijke bemesting	63
9.1	Mestbeleid vanaf 2010	63
9.2	Aanpassingen in de berekening van de fosfaattoestand	64
9.3	Berekende Pw- en P-AL-getallen	67
9.4	Effect op nitraatconcentraties	69
9.5	Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater	70
10	Kalibratie en validatie op nitraatmetingen in het LMM	73
10.1	Aanpak van kalibratie	73
10.2	Resultaten van de kalibratie	74
10.3	Validatie van STONE-resultaten	77
10.4	Discussie	81
10.5	Gevolgen voor nitraatconcentraties	83
10.6	Gevolgen voor N- en P-belasting van oppervlaktewater	84
11	Aanpassingen naar aanleiding van eerste toekomstberekening	86
11.1	Bijstelling N-opname vanggewas na snijmaïs	86
11.2	Bijstelling fosfaatopname bouwland	87
11.3	Bijstelling mineralisatie van gewasresten grasland	88
11.4	Bijstelling denitrificatiesnelheid	89
11.5	Vergelijking nitraatconcentraties STONE2.4 met metingen in LMM	89
12	Discussie en conclusies	92
	Referenties	94
Bijlage 1	Geschiedenis van STONE sinds versie 2.1.1.	98
Bijlage 2	Met STONE2.3 gesimuleerd verloop van de organische stofpools in de wortelzone	109
Bijlage 3	Organische stof- en N-gehalten toegekend aan de bodemlagen tussen de wortelzone en één meter beneden maaiveld	113
Bijlage 4	Gesorteerd oplopende Pw- en P-AL-getallen als functie van het cumulatieve oppervlak	114

Woord vooraf

Ter voorbereiding op het doorrekenen van mestvarianten voor de Evaluatie Meststoffenwet2012 met MAMBO en STONE is het STONE-model aangepast en verbeterd om bijvoorbeeld het stelsel van P-gedifferentieerde gebruiksnormen te kunnen hanteren. Dit rapport doet verslag van de reeks verbeteringen die zijn aangebracht.

Het onderzoek is in 2010 en 2011 uitgevoerd in opdracht het ministerie van EL&I als beleidsondersteunend onderzoek in het cluster Mest en Mineralen binnen het thema Evaluatie en Monitoring (BO-12.07-005-004). Het resultaat van het onderzoek is tot stand gekomen met bijdragen van een aantal personen van enkele instellingen. Een belangrijk deel van de inspanning van project BO-12.07-005-004 was gericht op de koppeling van MAMBO en STONE, zonder dat verder nog een tussenbewerking door PBL nodig zou zijn.

Voor de vergelijking van met STONE berekende nitraatconcentraties met metingen in het LMM heeft Leo Boumans van het RIVM scripts geschreven om deze vergelijking mogelijk te maken. Daarna heeft hij de vergelijking uitgevoerd en heeft hij geanonimiseerde resultaten van het verschil tussen STONE-berekeningen en LMM-metingen ter beschikking gesteld.

Het onderzoek werd begeleid door een werkgroep waarin zitting hadden:

- Jaap Willems (PBL)
- Arthur Beusen (PBL)
- Sjaak Conijn (Wageningen UR-PRI)
- Tanja de Koeijer (Wageningen UR-LEI)
- Gideon Kruseman (Wageningen UR-LEI)
- Oscar Schoumans (Wageningen UR-Alterra)
- Caroline van de Salm (Wageningen UR-Alterra)
- Leo Renaud (Wageningen UR-Alterra)
- Piet Groenendijk (Wageningen UR-Alterra)

Voor het onderdeel 'hydrologie' leverde Joop Kroes bijdragen. De update van de hydrologie is in een afzonderlijk werkverband tot stand gekomen.

April 2013,

Piet Groenendijk

Samenvatting

STONE is ongeveer 12 - 15 jaar geleden ontwikkeld door RIVM, RIZA en Alterra om gevolgen van opties voor mestbeleid te kunnen doorrekenen voor hun effect op nitraatconcentraties in het grondwater en N- en P-belastingen van oppervlaktewater op de landelijke schaal. Hiertoe berekent STONE de N- en P-balansen van de bodem en simuleert het transport van N en P en de omzettings- en accumulatieprocessen in de bodem. STONE rekent voor 6405 ruimtelijke eenheden die verschillende combinaties van bodemgebruik, grondsoort en hydrologische omstandigheden representeren. Nieuwe inzichten en nieuwe ontwikkelingen in het mestbeleid leiden ertoe dat STONE wordt aangepast voor belangrijke beleidstoepassingen.

Op basis van een lijst met aanbevelingen uit voorgaande studies met STONE en de beleidsvragen van de ex-ante Evaluatie Meststoffenwet 2012 is een lijst met verbeterpunten opgesteld, waarin de afstemming op de regelgeving die vanaf najaar 2010 van kracht is voor de fosfaatgedifferentieerde bemesting een belangrijke plaats inneemt.

Voor het vaststellen van de gevolgen van veranderingen in het STONE-model dient men allereerst te beschikken over een referentievorsie waarmee resultaten van verbeterde versies zijn te vergelijken. In de afgelopen jaren zijn een aantal versies ontwikkeld en toegepast die als basis dienen voor het vaststellen van de referentie.

- **STONE2.2** is ontwikkeld voor de verkenning van de gevolgen van het mestbeleid dat vanaf 2006 van kracht werd. De belangrijkste aanpassingen waren 1) het gebruik van N-depositiecijfers; 2) de bijstelling van de manier waarop de gewasopnamemodule QUADMOD in STONE is geïmplementeerd en de manier waarop met een eventueel N-tekort wordt omgegaan; 3) de afstemming van de QUADMOD-inputvariabele voor mestdosering op aannamen van werkingscoëfficiënten in het mestverdelingsmodel; 4) een bijstelling van de hoeveelheid minerale P in de bodem bij het begin van een rekenrun op 1-1-1986; 5) een bijstelling van de waterverzadigingsgraad waarboven in zandgronden denitrificatie begint op te treden op basis van een vergelijking met nitraatmetingen in het LMM.
- **STONE2.3** is ontwikkeld voor de onderbouwing van de Evaluatie van de Meststoffenwet in 2007. Bij de vorming zijn onderdelen vernieuwd en verbeterd: 1) de hydrologie zoals berekend met de modelcombinatie NAGROM-SWAP met nieuwe en verbeterde informatie; 2) de diepte van het inbrengen van gewasresten na de oogst bij bouwland en tijdens het groeiseizoen bij grasland; 3) de fosfaatophoping in landbouwgronden in de initialisatie-procedure voordat een feitelijke STONE-run start; 4) een aanpassing van organische stofparameters in veengronden naar aanleiding van P-immobilisatie die eerst werd gesimuleerd op natte veengronden; 5) de toedeling van dierlijke mest aan verschillende organische stoffracties is zodanig verbeterd dat stikstof en fosfor in dierlijke mest zoals gespecificeerd in de uitvoerbestanden van mestverdelingsmodellen zoals CLEAN of MAMBO ook daadwerkelijk aan de bodem wordt toegevoegd, in tegenstelling tot eerdere STONE-versies waarin dit niet gegarandeerd was voor de P-giften; 6) de berekening van het N-leverendvermogen van de bodem onder snijmaïs en akkerbouw voor gewasopname-berekeningen met QUADMOD is aangepast waarbij de lange termijn bemesting en de input van gewasresten de N-levering bepalen; 7) in samenhang met de mogelijkheid om de vooraf berekende N-opname te kunnen realiseren zijn enkele parameters die het mineralisatieproces beschrijven aangepast; 8) voor de afbraak van meer stabiele organische stof in de ondergrond bevat STONE een relatie tussen diepte en afbraaksnelheid (depth respons - factor), waardoor de relatieve reactiesnelheid op grote diepte kleiner is dan voor ondiepe bodemlagen. De parameters van deze functie zijn aangepast zodat op grote diepte de relatieve afbraaksnelheid 10% is van de waarde direct onder de wortelzone; 9) ook in deze versie heeft weer een afstemming van de QUADMOD-inputvariabelen voor mestdosering op aannamen t.a.v. werkingscoëfficiënten in het mestverdelingsmodel plaatsgevonden; 10) voor de berekening van de bemesting en de gewasopname is een meer verfijnde indeling van akkerbouwgewassen gehanteerd om beter recht te doen aan de gebruiksnormen voor verschillende gewassen; 11) de

kalibratie van de 'waterfactor' in STONE op de nitraatconcentraties in landbouwgronden op zandgrond.

- **STONE2.3-toetsdiepte** is ontwikkeld om de gevolgen van een eventueel grotere toetsdiepte van nitraat in het grondwater voor de voorspelling van nitraatconcentraties in beeld te brengen. Voor de versie was nieuwe informatie beschikbaar over de potentiële denitrificatiesnelheid in het ondiepe grondwater. Dit heeft geleid tot aanpassingen van STONE2.3: 1) een onderverdeling van modellen dieper dan 1 meter en de toepassing van organisch stofgehalten ontleend aan de GEOTOP-schematisering; 2) de aanpassing van de snelheidsconstante voor de afbraak van opgeloste organische stof (DOM) op basis van metingen van de potentiële denitrificatiesnelheid; 3) een aanpassing van het kritische watergehalte voor het optreden van denitrificatie in zandgronden om na de aanpassing van de afbraakconstante van DOM toch weer gemiddeld op de oude waarden voor nitraatconcentraties in het grondwater uit te komen. Hiertoe is deze parameter aangepast van 0.8 naar 0.74.
- De **Referentie voor vaststellen STONE2.4** is enkele jaren na de versie STONE2.3-toetsdiepte samengesteld omdat door regelmatig onderhoud en de doorontwikkeling van modelcodes toch een klein verschil kan ontstaan. De belangrijkste ontwikkelingen sinds STONE2.3-toetsdiepte zijn de ontwikkeling van een nieuwe versie van ANIMO (versie 4.1) waarin wintergewassen meer realistisch zijn berekend, de vorming van wortellexudaten beter gewasspecifiek is te simuleren en aandacht is besteed aan de vorming en het gedrag van opgeloste organische stof. De vergelijking van deze referentie met STONE2.3-toetsdiepte liet zien dat de nitraatconcentraties in zandgronden ongeveer gelijk waren, maar dat de nitraatconcentraties in kleigronden duidelijk hoger werden berekend door een aanpassing van de potentiële denitrificatiesnelheid en de hoeveelheid actieve organische stof in de ondergrond. De procentuele verandering van de nitraatconcentratie in veengronden is aanzienlijk, maar in absolute eenheden is de verandering klein.

Voor de vorming van STONE2.4 zijn stapsgewijs een aantal onderdelen aangepast en verbeterd:

- Enkele aspecten in de hydrologie van STONE zijn verbeterd.
- De bodemchemische en geochemische schematisering is aangepast.
- Naar aanleiding van het gedrag van fosfaat is de verdeling van organische stof over fracties in de bovengrond en de parameterisering in de ondergrond aangepast.
- De N- en P-concentraties in kwelwater en de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater dat gedurende de zomer kan infiltreren.
- De parameterisering van de P-respons van grasland, akkerbouw- en groentegewassen voor mogelijke lange termijn effecten van de P-gedifferentieerde mestnormen die vanaf 2010 van kracht zijn.

De effecten van deze aanpassingen op de nitraatconcentratie in het grondwater en de N- en P-belasting van het oppervlaktewater zijn afzonderlijk beoordeeld en vervolgens is het effect van de gecombineerde aanpassingen beoordeeld. In zandgronden, kleigronden en veengronden met landbouw worden lagere nitraatconcentraties berekend dan in de Referentie. De verlaging bedraagt ca. 18% voor de zand- en kleigronden en 28% voor de veengronden. Voor de lössgronden is een andere hydrologische randvoorwaarde gekozen en wordt een hogere nitraatconcentratie in het grondwater berekend. Voor de zandgronden en de kleigronden blijkt dat de aanpassingen van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond het grootste effect hebben gehad. Voor de kleigronden zou de aanpassing van de hydrologie en de onderrandconcentraties geleid hebben tot hogere nitraatconcentraties, maar dit effect is volledig teniet gedaan door de andere aanpassingen. Voor de veengronden heeft de aanpassing van de bodemchemie en de geochemie verreweg het grootste effect gehad op de nitraatconcentratie.

Voor de zandgronden en de kleigronden leidt de combinatie van de aanpassingen tot gemiddeld 17% en 11% lagere waarden voor de N-belasting van het oppervlaktewater. De aanpassingen leiden tot een 33% hogere waarde voor de veengronden.

Voor de zandgronden leidt de combinatie van de aanpassingen tot gemiddeld 2% lagere waarden voor de P-belasting van het oppervlaktewater, die voor het grootste deel is toe te schrijven aan de aanpassing van de hydrologie. De aanpassingen leiden tot een 23% hogere waarde voor de kleigronden en 28% hogere waarde voor veengronden. Voor de klei- en de veengronden is af te leiden

dat de effecten elkaar versterken. In alle gronden leidt de aanpassing en update van de QUADMOD-module tot een lagere P-belasting van het oppervlaktewater, die toe te schrijven is aan lagere berekende P-overschotten.

Na de hierboven beschreven aanpassingen is de P-gedifferentieerde bemesting, waarin de gebruiksnormen (tabel 1) afhankelijk zijn van de P-toestand en die gelden vanaf 2010, op schematische wijze in STONE beschreven.

Tabel 1

Fosfaatgebruiksnormen voor de jaren in het 4^{de} Actieprogramma, gedifferentieerd naar de fosfaattoestand van de bodem in kg ha⁻¹.

Fosfaattoestand bodem		2010	2011	2012	2013 en verder
Grasland	PAL				
Hoog	>50	90	90	85	85
Neutraal	27-50	95	95	95	95
Laag	<27	100	100	100	100
Bouwland	Pw				
Hoog	>55	75	70	65	55
Neutraal	36-55	80	75	70	65
Laag	<36	85	85	85	85

Bron: EL&I

Voor het doel van STONE in het kader van de Evaluatie Mestwetgeving 2012 is het van groot belang dat de Pw en P-AL-waarden van de bodem door STONE correct worden gesimuleerd. Echter voor de ijking en toetsing van de Pw en P-AL-waarden was ten tijde van de voorbereiding van STONE op de scenarioberekeningen maar beperkte informatie beschikbaar.

Geconstateerd is dat met STONE 2.3 aanzienlijk hogere waarden van Pw en P-AL worden berekend dan op basis van de datasets van BLGG (Reijneveld et al., 2010) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden verwacht mag worden. Om deze discrepantie op te heffen en STONE te verbeteren zijn een aantal acties uitgevoerd.

- Een aanpassing van de fosfaatkunstmestgiften in de periode 1941 - 1985
- Zoals hierboven beschreven heeft een aanpassing van het gedrag van organische stof plaats gevonden
- De parameters voor de reversibele P-sorptie, die beschreven wordt met een Langmuir-isotherm, zijn bijgesteld
- De bemestingsdiepte op grasland is aangepast op basis van recente inzichten
- Een menging van de bovenste lagen van de bodem in het verleden is verondersteld door ploegen van bouwland en scheuren van grasland
- Voor de berekening van het P-AL-getal is een nieuwe empirische formule opgesteld waarin P-AL wordt gerelateerd aan de verschillende reversibele en niet-reversibele P-fracties in de bodem

Een vergelijking van STONE-resultaten met de gegevens van Dienst Regelingen (DR) is niet 1:1 mogelijk, door het grote areaal gronden waarvoor geen grondanalyse is uitgevoerd. De klasse 'onbekend' komt in STONE niet voor. De cijfers van Dienst Regelingen zijn op twee manieren met STONE-resultaten vergeleken:

- Een vergelijking van STONE-resultaten met de areaalpercentages per P-klasse zoals deze bekend is in de DR-cijfers (ongecorrigeerde DR cijfers).
- Een vergelijking van STONE-resultaten met aangepaste areaalpercentages per P-klasse, waarbij het areaal 'onbekend' proportioneel is vereffend met de arealen van de klassen 'laag', 'midden' en 'hoog' (gecorrigeerde DR-cijfers).

Als de STONE-resultaten lager zijn dan de ongecorrigeerde DR-cijfers is de kans groot dat STONE de Pw- of P-AL-cijfers onderschat en als de STONE-resultaten hoger zijn dan de DR-cijfers met vereffening van het areaal van de klasse onbekend, dan is de kans groot dat STONE de Pw- of P-AL-cijfers overschat. STONE kan niet worden gefalsificeerd voor de akkerbouw op zandgrond en

kleigrond. Ook de arealen per P-klasse van klei- en zandgronden met gras+snijmaïs geven geen reden tot falsificatie van STONE.

Ondanks dat de vergelijking slechts op kwalitatieve manier uitgevoerd kon worden, wordt geconcludeerd dat de doorgevoerde veranderingen er toe leiden dat STONE is te gebruiken voor het doorrekenen van bemestingsvarianten waarin de mestgift afhankelijk is van de P-toestand van de bodem. Als in de toekomst meer en nieuwe gegevens van de P-toestand beschikbaar komen, en het areaal van de klasse 'onbekend' kleiner wordt, verdient het aanbeveling de analyse te herhalen en dan ook kwantitatieve maten te gebruiken voor de beoordeling van het ijkingsresultaat.

Het effect van de bijstelling van de parameter voor fosfaatsorptie, de bijstelling van de bemestingsdiepte op grasland en de ploegdiepte en de implementatie van een aangepaste berekeningswijze van het P-AL-getal op de nitraatconcentratie, en de N- en P-belasting van het oppervlaktewater is bijzonder klein.

Nadat alle aanpassingen waren uitgevoerd heeft een kalibratie van een enkele parameter en een validatie van berekende nitraatconcentraties plaatsgevonden. Hierbij is het in 2008/2009 opgestelde protocol voor de validatie van STONE aan de hand van LMM (Salm et al., 2009) gehanteerd. De waarnemingen in LMM tot en met 2006 zijn gebruikt voor kalibratie en de waarnemingen tussen 2007 en 2010 zijn gebruikt voor validatie. Door LMM-grondwaterdeskundigen is voor alle bedrijven met nitraatmetingen berekend wat het verschil is tussen de bedrijfsmeting en de met STONE berekende concentratie. Op basis van de berekende verschillen is voor de totale set een areaal gewogen *Root Mean Square Deviation* (RMSD) berekend. Voor de kalibratie wordt de parametercombinatie gekozen die leidt tot de kleinste RMSD. De combinatie met de kleinste RMSD heeft zowel voor de 'waterfactor zand' als voor de 'waterfactor klei' een waarde 0.8. Deze waarde is mede beïnvloed door de keuze voor de kalibratieperiode. Bij een andere reeks kalibratiejaren zou een iets lagere waarde zijn verkregen.

Uit de validatie blijkt dat STONE tussen 2007 en 2010 de grondwaterconcentraties in zandgebieden met 4 mg L^{-1} overschat, waarbij een duidelijk verschil bestaat tussen gronden met gras en mais waar de concentraties worden overschat en de gronden met akkerbouwgewassen waar de concentraties worden onderschat. De gemiddelde gemeten DOC-concentratie van ca. 30 mg L^{-1} wordt door STONE goed benaderd.

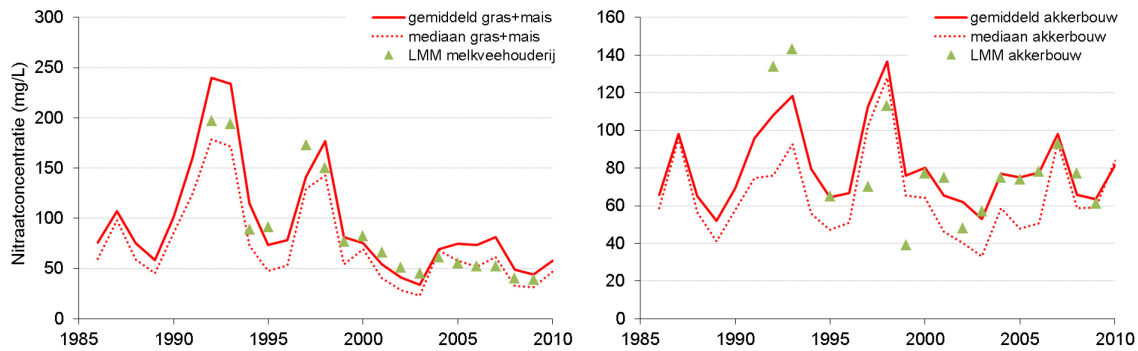
De drainwaterconcentraties in de kleigebieden tussen 2007 en 2010 worden de STONE met ca. 6 mg L^{-1} overschat, dit is vooral te wijten aan overschatting op de melkveehouderijbedrijven, terwijl de concentraties op de akkerbouwbedrijven worden onderschat. De geconstateerde over- en onderschattingen kunnen behalve een mismatch van het model ook een gevolg zijn van 1) de manier waarop STONE-resultaten worden vergeleken met LMM-gegevens; 2) de ligging van de akkerbouwbedrijven in LMM die mogelijk niet representatief is voor STONE; 3) de regionale verschillen tussen bemesting en N-overschotten in de set LMM-bedrijven en in STONE.

Naar aanleiding van de eerste resultaten van een proefberekening van een toekomstscenario is STONE nog op enkele punten bijgesteld:

- Gezien de ongevoeligheid van de 'waterfactor' in STONE voor de bijgestelde processen is besloten om geen nieuwe kalibratie uit te voeren. De N-opname van een vanggewas na snijmaïs is bijgesteld van 40 kg ha^{-1} naar 10 kg ha^{-1} .
- De eerste berekeningen met een toekomstvariant voor het P-gedifferentieerde mestbeleid lieten zien dat voor snijmaïs en voor akkerbouw hogere waarden van de fosfaatopname werden berekend dan de praktijkcijfers uitwijzen. De opgelegde P-opname is voor akkerbouw op kleigrond met 7% verminderd en voor akkerbouw op zandgrond met 15% verminderd. De berekende fosfaatafvoer door grasland komt overeen met de praktijkcijfers.
- Enkele parameters die de mineralisatie beschrijven zijn bijgesteld. Voor de assimilatie/dissimilatieverhouding van gewasresten van grasland is de waarde 0.2 i.p.v. 0.1 gekozen. Deze keuze voor de waarde 0.2 is mede tot stand gekomen na een vergelijking van het eindresultaat van nitraat met de metingen in het LMM voor graslandbedrijven. Door de bijstelling is de gemiddelde waarde van de accumulatiesnelheid van $-1.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ naar $29.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ gegaan. De halfconcentratiewaarde in

de Monod-vergelijking is bijgesteld van 0.3 naar 0.03 kg N m⁻³ en komt daarmee beter overeen met de waarde voor droge zandgronden zoals vermeld in Heinen (2006). De reductiefactor die wordt toegepast op afbraaksnelheid van opgeloste organische stof (DOM) in het grondwater is bijgesteld van 0.05 naar 0.117 en krijgt daarmee de waarde zoals gebruikt in de studie naar de Toetsdiepte van nitraat (Groenendijk et al., 2008).

Na deze aanpassingen is geen nieuwe formele kalibratie uitgevoerd, maar is wel stapsgewijs een vergelijking uitgevoerd van de resultaten van de gewijzigde versie met de resultaten van de gekalibreerde versie. Daarnaast zijn de resultaten van de uiteindelijke versie vergeleken metingen in het LMM (figuur 1).



Figuur 1 Vergelijking van berekende en gemeten nitraatconcentraties in de bovenste meter van het grondwater in het zandgebied.

Op landelijke schaal is STONE in staat om de trends als gevolg van weerjaren en als gevolg van bemesting adequaat te simuleren. Voor de categorie gras+snijmaïs op zandgronden bestaat een goede overeenstemming tussen de gesimuleerde mediane nitraatconcentratie en de nitraatconcentratie zoals waargenomen in LMM op melkveebedrijven. Voor akkerbouw op zand bestaat een goede overeenstemming tussen de gesimuleerde gemiddelde nitraatconcentratie en de waargenomen concentraties in LMM op akkerbouwbedrijven.

Veranderingen die specifiek zijn voor de beschrijving van het fosfaatgehalte en het daarmee samenhangende Pw- en P-AL-getal hebben weinig of geen effect op de nitraatconcentraties en de N-uitspoeling naar het grondwater en anderzijds hebben veranderingen die specifiek zijn voor de denitrificatie net boven het grondwater geen gevolgen voor de P-uitspoeling naar het oppervlaktewater. De veranderingen in het model die ingrijpen op de organische stofhuishouding hebben zowel voor nitraat als voor de N- en P-uitspoeling naar het oppervlaktewater gevolgen.

De grootste effecten werden berekend door de aanpassingen in de organische stofdynamiek van de bovengrond. De organische stofkringloop is sturend voor de mineralisatie van N en P en heeft grote gevolgen voor het nitraatgehalte in het grondwater.

Voor het doel van het voorspellen van landelijk gemiddelde concentraties als gevolg van rekenvarianten van bemesting is STONE2.4 bruikbaar. Daarmee is nog niet aangetoond dat STONE voor de verschillende grondsoort- en gewascombinaties valide is. De discussies in hoofdstuk 10 en de ervaringen van Van der Salm et al. (2009) laten zien dat de onzekerheid toe neemt naarmate de ruimtelijke schaal van de uitspraken groter wordt. Uitspraken voor bodem-gewas-regio combinaties over het wel- of niet halen van de 50 mg L⁻¹ nitraatdoelstelling zullen in een aantal gevallen niet sterk onderbouwd zijn, maar de trends die uit de modelresultaten afgeleid kunnen worden, worden wel betrouwbaar geacht.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

STONE is een modelinstrument dat door RIVM, RIZA en Wageningen UR is ontwikkeld. Het bestaat uit een reeks deelmodellen die gebruikt worden om op nationale schaal de effecten van nationaal of Europees landbouw- en milieubeleid en van ontwikkelingen in de landbouwsector op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater te kwantificeren (Overbeek et al., 2000; Wolf et al., 2003; Schoumans et al., 2002; Schoumans et al., 2004; Willems et al., 2005; Willems et al., 2008). De ontwikkeling van STONE - dat staat voor Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel - vond grotendeels plaats in de periode 1997 - 2000.

STONE bestaat uit een keten van modellen die de ruimtelijke en temporele patronen berekenen van de nitraatconcentratie in het grondwater, de fosfaathopning in de bodem en de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor. Verder berekent STONE posten van de N- en P-balans van de bodem en kan het diverse scenario's in intensiteit van de veestapel en de aanwending van dierlijke mest en kunstmest doorrekenen. STONE maakt gebruik van verschillende combinaties van bodemgebruik, grondsoort en hydrologische omstandigheden. Hiervoor is Nederland opgedeeld in circa 6405 ruimtelijke eenheden of plots. STONE is geen afgerond model, maar de modelinvoer en de modelcode worden steeds aangepast aan nieuwe inzichten en ontwikkelingen in het mestbeleid.

Aan de hand van ervaringen en aanbevelingen van voorgaande studies is een lijst met zwakke punten opgesteld. Daarnaast is nagegaan welke beleidsvragen in de ex-ante Evaluatie Meststoffenwet 2012 gesteld zouden gaan worden en of STONE hiervoor zou kunnen bijdragen aan een antwoord. Dit heeft geleid tot een lijst verbeterpunten voor STONE.

1.2 Doel

Doel van het onderzoek is het verder geschikt maken van STONE voor milieuevaluaties van het mestbeleid voor rapportage aan de Tweede Kamer. Concreet gaat het om het kunnen doorrekenen van mestvarianten voor de ex-ante Evaluatie Meststoffenwet 2012. Dit betekent dat STONE wordt aangepast en aangevuld zodat geconstateerde zwakke punten worden verbeterd. Daarnaast moet het model in staat zijn de P-gedifferentieerde bemesting die vanaf 2010 is ingevoerd te kunnen hanteren en voorspellingen te doen over de ontwikkeling van de bodemvruchtbaarheid.

1.3 Afbakening

In een aanpalend project (BO-12.07-005-004) is veel aandacht besteed aan de koppeling tussen MAMBO en STONE. Op verschillende punten moesten besluiten worden genomen over de manier waarop met verschillen in de ruimtelijke en de temporele schaal van beide modellen moet worden omgegaan. Dit heeft een aanzienlijke inspanning gevergd van onderzoekers van het LEI, Alterra en PBL. Dit rapport gaat verder niet in op deze koppeling. Resultaten van de koppeling worden besproken in Alterra-rapport 2317.

De berekende nitraatgehalten in het grondwater van zandgronden en in het drainwater van kleigronden zijn te toetsen aan de metingen in het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM). De berekende N- en P-uitspoeling naar het oppervlaktewater is echter niet direct aan metingen te toetsen, maar een indruk over de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten kan alleen op indirecte manier worden verkregen uit de resultaten van metingen van de oppervlaktewaterkwaliteit. In dit rapport wordt alleen aandacht besteed aan de vergelijking van nitraatgehalten in het grondwater.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 bevat een terugblik op de vorming van eerdere versies van STONE en de beschrijving van de Referentieversie. De resultaten van de Referentieversie zijn gebruikt voor de evaluatie van de effecten van verbeteringen en updates in STONE op de nitraatgehalten in het grondwater en de N- en P-belasting van het oppervlaktewater.

De aanpassingen van de hydrologie, de bodemchemische en geochemische schematisering, de organische stofkringloop in de bovengrond, de randconcentraties en de P-respons en update van de nutriëntenopname door gewassen worden achtereenvolgens besproken in hoofdstuk 3 tot en met 7.

In hoofdstuk 8 is het effect van de combinatie van deze aanpassingen weergegeven. Hoofdstuk 10 bevat een beschrijving van de kalibratie van twee parameters aan de hand van nitraatgehalten in het grondwaterwater zoals gemeten in het LMM een beschrijving van de validatie en een discussie over de kalibratie- en validatieresultaten.

Na een beoordeling van de eerste resultaten van een toekomstvariant bleek een nadere bijstelling noodzakelijk. Deze bijstelling en de manier waarop de resultaten hiervan zijn vergeleken met het gekalibreerde model is beschreven in hoofdstuk 11. In hoofdstuk 12 worden in de discussie kanttekeningen geplaatst bij enkele onderdelen en worden conclusies getrokken over de toepasbaarheid van STONE voor de rekenvarianten van de ex-ante Evaluatie Meststoffenwet 2012.

2 Beschrijving referentieversie

2.1 Vaststellen referentieversie voor de ontwikkeling van STONE2.4

2.1.1 Aanpassingen in STONE2.3

STONE is in de afgelopen vijf jaar regelmatig ingezet voor bijvoorbeeld de EMW2007, de studie naar de Toetsdiepte van Nitraat (2008), een jaarlijkse update van geschatte belasting van oppervlaktewater uit landbouwpercelen in de Emissie Registratie, een regelmatige update van uitspoelingscijfers in de Ex-ante evaluatie landbouw en KRW en in losse deelstudies zoals een verkenning van organische stofvoorraden in de Nederlandse bodem, een verkenning van de uitspoeling vanuit natuurgronden naar het oppervlaktewater, de schatting van een getal voor de uitspoelingsfractie van nitraat als mogelijke vervanging IPCC-cijfers in ER. Sinds de vorming van STONE2.3 in 2007 zijn door het regelmatig toepassen van het model enkele onvolkomenheden aan het licht gekomen die binnen het reguliere beheer en onderhoud van het model zijn opgelost.

De volgende veranderingen zijn in STONE2.3 aangebracht:

- De verbeteringen die zijn doorgevoerd voor de studie naar de Toetsdiepte van nitraat (Groenendijk et al., 2008):
 - Een nadere onderverdeling van modellagen dieper dan één meter en de toepassing van organische stofgehalten ontleend aan de GEOTOP-schematisering.
 - De aanpassing van de snelheidsconstante voor de afbraak van opgeloste organische stof (DOM) op basis van metingen van de potentiële denitrificatiesnelheid.
 - Een aanpassing van het kritische watergehalte voor het optreden van denitrificatie in zandgronden om na de aanpassing van de afbraakconstante van DOM toch weer gemiddeld op de oude waarden voor nitraatconcentraties in het grondwater uit te komen. Hiertoe is deze parameter aangepast van 0.8 naar 0.74.
- Een aanpassing van de dierlijke bemesting van STONE-plots met lössgrond. In STONE2.3 vond de toedeling van mestgiften t/m 2010 plaats op basis van berekeningen met MAMBO en CLEAN. MAMBO gebruikt gegevens van de Landbouwtellingen en voor het lössgebied waren de invoergegevens niet betrouwbaar door een te kleine populatie ijkgegevens. Dit leidde tot onwaarschijnlijke giften aan dierlijke mest voor de landbouwplots in het lössgebied met vreemde trends. Besloten is om daarom de gemiddelde waarden voor dierlijke mestgiften van het Zuidelijk zandgebied aan de landbouwplots in het lössgebied toe te passen.
- Vanaf STONE2.0 t/m STONE2.3 is in dierlijke mest voor de verdeling over minerale P en organisch gebonden P een verhouding verondersteld van 0.9 : 0.1. Op basis van nieuwe inzichten in de schaarse literatuur over dit onderwerp is deze verhouding bijgesteld. Sharpley en Moyer (2000) vonden verhoudingen voor $P_{min} : P_{org}$ in varkensdrijfmest en kippendrijfmest die redelijk goed overeenkomen met de aangenomen verhouding in STONE, maar vonden voor runderdrijfmest een aandeel voor P_{org} van 25%. Ook Barnett (1994) en Toor et al. (2006) vonden een P_{org} aandeel van 24% in runderdrijfmest. Ajiboye et al (2004) vonden in verschillende dierlijke mestsoorten een aandeel $P_{organisch}$ van 23 - 45% van de totale hoeveelheid P in mest en in mest van vleesvee zelf een aandeel van 50%. Barnes (1994) meldt dat door de verandering van het dieet het aandeel minerale P tot 1990 aanzienlijk is toegenomen. In de moderne landbouw zijn veel inspanningen erop gericht om de milieubelasting van de landbouw terug te dringen en wordt ook het dieet aangepast. Het ligt voor de hand om te veronderstellen dat het aandeel minerale P blijft dalen en daarmee het aandeel organisch gebonden P weer stijgt. Omdat het aantal literatuurbronnen beperkt is en gedetailleerde informatie ontbreekt, is besloten om de verhouding in alle soorten dierlijke mest op $P_{min} : P_{org} = 0.8 : 0.2$ te stellen. Voor een aantal mestsoorten is deze verhouding nog vrij behoudend.

- In vorige versies van STONE werd bij de berekening van de droge en natte depositie rekening gehouden met het ammoniakgat. Vanaf 2008 bestaat meer duidelijkheid over de reden dat de middeling van metingen tot hogere waarden leiden dan modelberekeningen (Van Pul et al., 2008). Vanaf STONE2.3 is besloten om de berekeningen voor de Emissieregistratie geen correctie voor het ammoniakgat toe te passen. De landelijk gemiddelde waarde voor de depositie in het Milieucompendium komt overeen met de landelijk gemiddelde waarde in het STONE-model. De verdeling over de regio's vindt nog plaats volgens de oude ruimtelijke verdeling.
- De hydrologie voor STONE is berekend met een combinatie van NAGROM en het SWAP-model (Van Dam et al., 2008). Aan de hand van de berekende grondwaterstandsreeksen wordt per STONE-plot een GVG vastgesteld. Deze parameter wordt in het STONE-model gebruikt voor het vaststellen van de effectieve worteldiepte waar afgestorven plantenwortels in terecht komen en voor het vaststellen van de verdeling van organische stof over pools bij het begin van de simulatie. De procedure voor de berekening van de GVG is tussentijds aangepast en het resultaat van de GVG-aanpassing is in STONE doorgevoerd door een nieuwe initialisatie-run uit te voeren.
- Sinds het tot stand komen van STONE2.3 is een nieuwe versie van ANIMO ontwikkeld. STONE2.3 bevatte het simulatiemodel ANIMO4.0 als rekenkern en voordat het ontwikkelingstraject voor de vorming van STONE2.4 is ingezet, is ANIMO4.1 (Groenendijk et al., 2013, in voorbereiding) geïmplementeerd. Een aantal verbeteringen zijn doorgevoerd om in validatiestudies met lysimeter- en perceelsgegevens de processen realistischer te beschrijven:
 - De teelt van een wintergewas gedurende de herfst, winter en het voorjaar van het volgende jaar. In ANIMO4.0 eindigde een éénjarig gewas per definitie op 31 december. ANIMO4.1 is voorzien van een nieuwe module voor de aansturing van datumgebonden gebeurtenissen waarmee het mogelijk is het nutriëntenopname- en wortelsterfteverloop over meerdere jaren te beschrijven. Door de specificatie van een gewaskalender kan men een gewasrotatie doorrekenen. Deze uitbreiding heeft geen effect op de resultaten van STONE.
 - ANIMO4.0 bevatte een vaste constante voor de vormingssnelheid van wortellexudaten als functie van de groeisnelheid van de biomassa van de plantenwortels. Daarnaast werden de wortellexudaten over een diepte van 10 cm aan de bodem toegevoegd. Zowel de vormingssnelheid van exudaten als de diepte waarop deze in de bodem terecht komen is in ANIMO4.1 gewasspecifiek gemaakt door ze in de modelinvoer per gewas te laten opgeven. Deze uitbreiding heeft geen effect op de resultaten van STONE.
 - Aan de procesbeschrijvingen is een extra pool toegevoegd voor langzaam afbreekbare opgeloste organische stof (Groenendijk et al., 2013, in voorbereiding). Deze langzaam afbreekbare opgeloste organische stof kan gevormd worden vanuit de omzetting van vers organische materiaal, uit de omzetting van snel afbreekbare opgeloste organische stof en uit de afbraak van de humus/biomassa pool. Door de introductie van deze pool is het beter mogelijk de afbraaksnelheid als functie van de leeftijd te beschrijven. Daarnaast is een procesformulering toegevoegd voor de adsorptie van zoals de snel als de langzaam afbreekbare opgeloste organische stof aan de bodem. Voor de implementatie van deze processen was het nodig om de programmacode voor de omzetting van organische stofpools en mineralisatie te vervangen.
 - Enkele kleine onvolkomenheden kwamen aan het licht in de berekening van bovenrandconcentraties van stoffen onder extreme omstandigheden en onder winterse condities. Daarnaast kwam een onvolkomenheid aan het licht in de berekening van de relatieve processnelheid als functie van de diepte. Deze relatie wordt toegepast op de omzettingsprocessen in de bodemlagen onder de wortelzone. In de modelcode was een fout geslopen door de relatie toe te passen op de bodemlagen onder de eerste bodemhorizont. Deze 'bugs' zijn verholpen.
 - Enkele complexe invoerbestanden zijn vervangen door bestanden die gemakkelijker leesbaar zijn. Daarnaast is een reeks van extra opties toegevoegd voor modeluitvoer.

2.1.2 Nitraatconcentraties in grondwater

Om het effect van de in Par. 2.2.1 opgesomde veranderingen op de resultaten te beoordelen is een vergelijking uitgevoerd voor de nitraatconcentraties en de N- en P-belasting van het oppervlaktewater voor de periode 1985 – 2010. De resultaten van de vergelijking zijn weergegeven in Figuur 2 en Tabel 2.

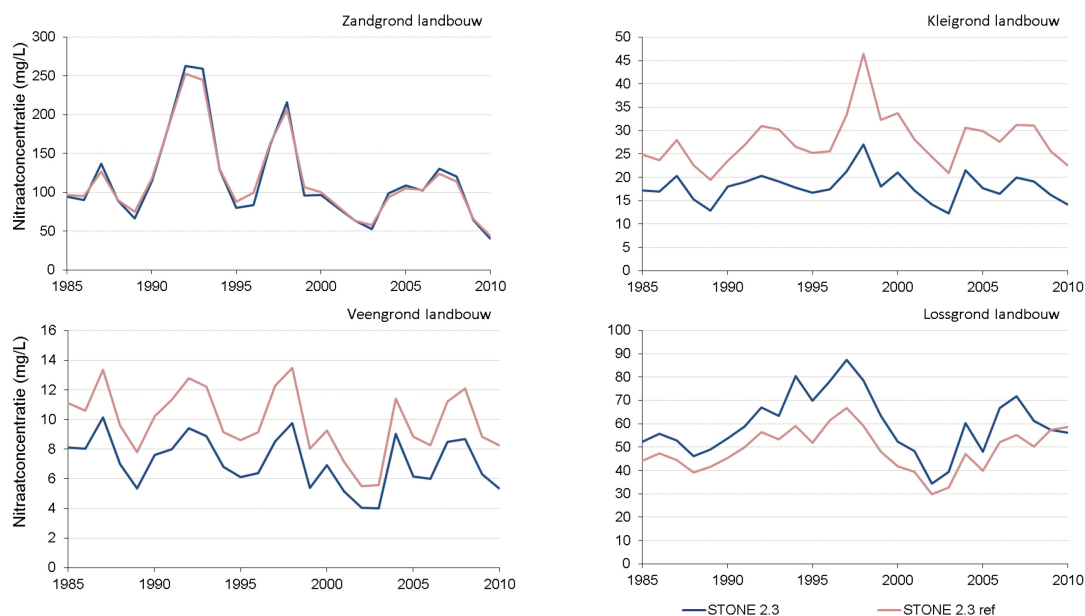
Voor de klei- en de veengronden treden aanzienlijke verschillen op bij de nitraatconcentratie in het grondwater. De grootste verschillen in de nitraatconcentratie worden veroorzaakt door:

- de STONE-versie voor de Toetsdieptestudie (Groenendijk et al., 2008) is alleen voor de zandgronden toegepast en niet voor de klei- en veengronden. Voor de zandgronden is de verlaging van de potentiële denitrificatiesnelheid in de bodem gecompenseerd door een lagere waarde voor het kritische watergehalte waarboven denitrificatie optreedt. De invloed van het vochtgehalte op het denitrificatieproces wordt voor de klei- en veengronden met een andere procesformulering beschreven, zodat in de Referentieverisie alleen de afname van potentiële denitrificatiesnelheid is doorgevoerd.
- het gebruik van organischestofgehalten die ontleend zijn aan de GEOTOP-schematisering (Van Boekel, 2009). In de oude geo-chemische schematisering van Kroon et al. (2001) kwamen in de kleigebieden relatief veel organische stofrijke lagen voor op een diepte tussen 1 en 2 m -m.v. Ook het organische stofgehalte van de bodemlagen op deze diepte in de veengebieden is in de GEOTOP-schematisering veel lager. De denitrificatiecapaciteit van deze lagen is in de Referentie lager dan in STONE2.3

De procentuele verandering van de nitraatconcentratie in veengronden is aanzienlijk, maar in absolute eenheden is de verandering klein.

De nitraatconcentraties in het lössgebied valt in de Referentie iets lager uit, maar in 2009 en 2010 is de nitraatconcentratie ongeveer gelijk aan de waarde zoals berekend met STONE2.3. Het stijgende verloop tussen 2002 en 2007 en het dalende verloop tussen 2008 en 2010 is in de Referentie minder sterk zichtbaar. De grote variatie in mestgiften die van jaar tot jaar optraden in STONE2.3 is in de Referentie afgevlakt door het gebruik van de gemiddelde waarden voor het Zuidelijke zandgebied in deze periode.

Voor de zandgronden is het effect van de veranderingen in modelversie van STONE2.3 naar de Referentie voor het samenstellen van STONE2.4 klein.



Figuur 2 Nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais, zandgrond, kleigrond, veengrund en lössgrond van de EMW2007 versie en de nieuwe referentie.

Tabel 2

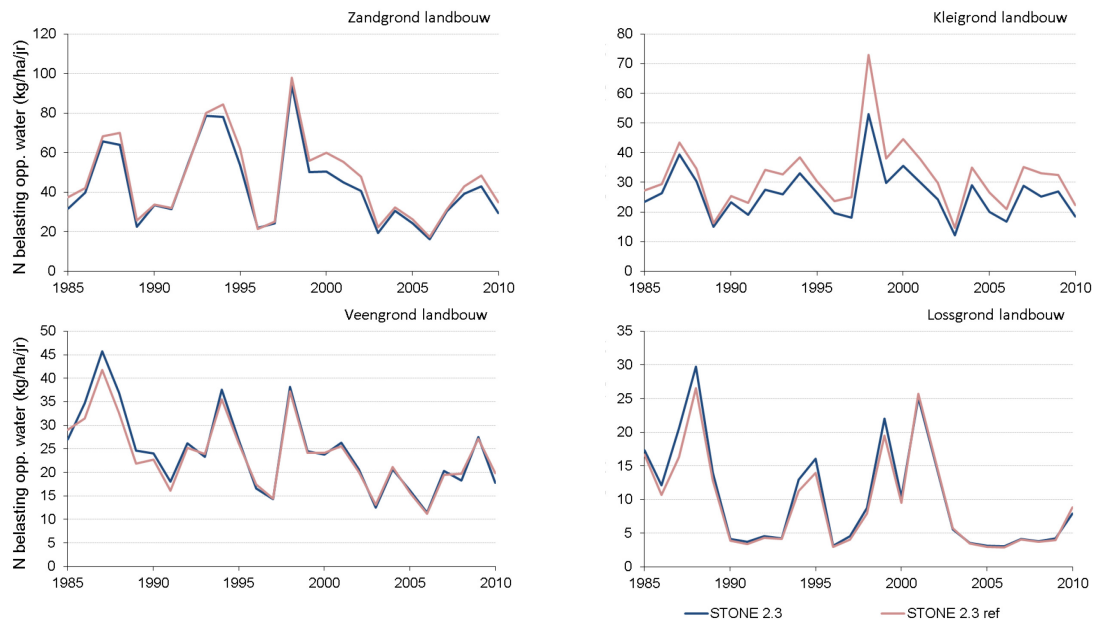
Procentuele toename van de nitraatconcentratie in het grondwater in de periode 1986-2010 van de nieuwe referentie t.o.v. STONE2.3.

Gewas	Grondsoort			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	4.6%	69.5%	41.1%	24.1%
Gras	-2.7%	30.4%	29.3%	0.3%
Snijmaïs	2.5%	65.9%	90.4%	4.4%
Gras+Snijmaïs	-1.0%	34.7%	36.1%	1.6%
Gemiddeld	0.1%	55.8%	38.0%	7.5%

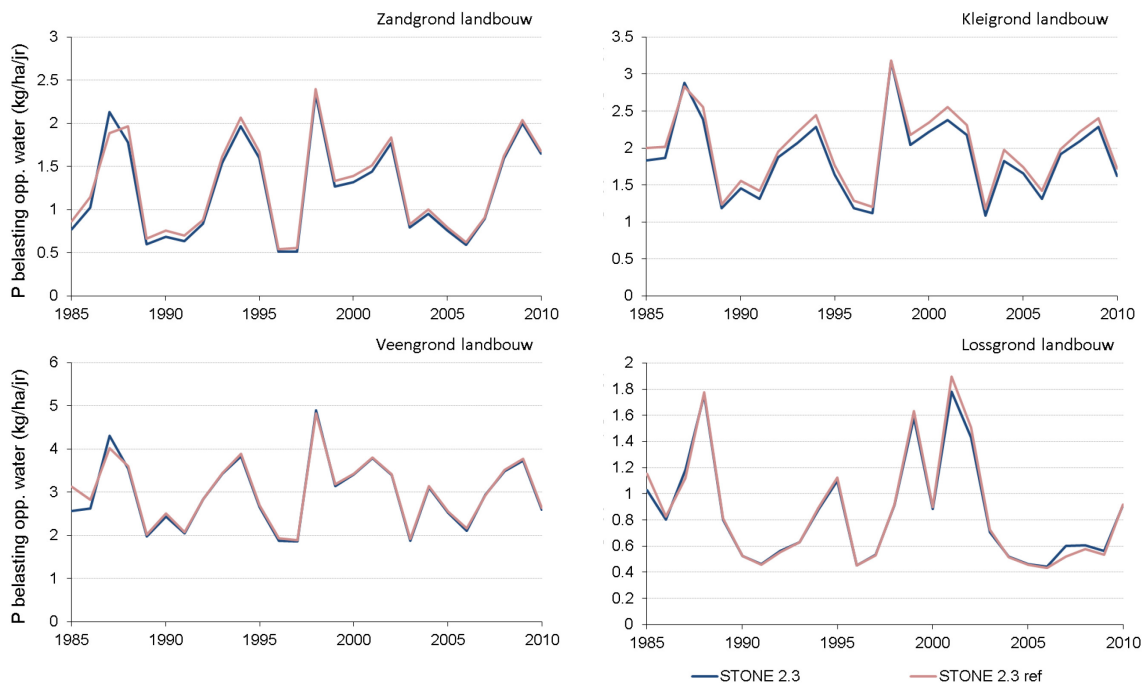
2.1.3 N- en P-belasting van oppervlaktewater

Evenals bij nitraat in het grondwater wordt ook voor de kleigronden het grootste effect op de N-belasting van het oppervlaktewater berekend. Dit is verklaarbaar door het grote aandeel dat de ondiepe bodemlagen hebben in de afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater. De hogere nitraatconcentraties leiden tot hogere N-vrachten. In zandgronden treden alleen in enkele jaren veranderingen op in de N-vracht naar het oppervlaktewater. Deze verandering hangt samen met de veranderingen in STONE die zijn aangebracht voor de studie naar de Toetsdiepte van nitraat (zie par. 2.2.1). Ook in veengrond is de verandering van N-belasting naar oppervlaktewater klein, omdat de N-concentraties in het ondiepe grondwater nauwelijks zijn veranderd en in het diepe grondwater niet zijn veranderd.

Voor de uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater is het effect van de veranderingen klein. Het grootste effect wordt berekend voor de kleigronden. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verdubbeling van het aandeel organisch gebonden fosfor in dierlijke mest. Hierdoor wordt ook tweemaal zoveel 'dissolved organic P' (DOP) in de bodem gebracht. Van de kleigronden is een groot areaal gedraineerd door drainbuizen en de tijd tussen toediening aan de bodem en uitstroom via een drainbuis is relatief kort. Het DOP heeft een korte omzettingssnelheid, maar bij korte reistijden kan toch een effect van de verdubbeling van de DOP merkbaar zijn in een toename van de vracht naar de drains.



Figuur 3 Stikstofbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond berekend met STONE2.3 en de Referentie.



Figuur 4 Fosforbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond berekend met STONE2.3 en de Referentie.

Tabel 3

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 van de Referentie t.o.v. STONE2.3.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	16.3%	34.9%	33.2%	27.5%	0.0%	5.7%	1.1%	4.2%
Gras	3.9%	4.0%	-9.5%	1.7%	4.2%	4.9%	0.6%	3.1%
Snijmaïs	11.9%	27.4%	12.2%	13.2%	7.3%	14.5%	2.8%	7.4%
Gras+Snijmaïs	6.2%	6.0%	-8.2%	4.2%	5.2%	5.5%	0.8%	3.8%
Gemiddeld	8.5%	22.2%	-3.2%	11.8%	3.9%	5.7%	0.8%	4.0%

2.2 Onderdelen van STONE2.4

STONE is ontwikkeld om op nationale schaal effecten van mestbeleid (rekenvarianten van dierlijke mest- en kunstmestgiften) zichtbaar te maken voor verschillende combinaties aan bodemgebruik, grondsoort en hydrologische omstandigheden. Hiervoor is Nederland opgedeeld in 6405 ruimtelijke eenheden of plots. Elke plot kan beschouwd worden als een unieke eenheid die volledig homogeen is wat betreft hydrologie, bodemtype en bodemgebruiksvorm. De diepte van het bodemprofiel in de modelsimulaties bedraagt 13 meter. De grootte van de plots varieert van 25 tot circa 21.500 ha (met een mediaanwaarde van 288 ha). Plots bestaan meestal niet uit één aaneengesloten gebied. Van iedere plot wordt de water- en nutriëntenbalans en de emissie naar grond- en oppervlaktewater berekend.

2.2.1 Modelschematisering en herkomst modelinvoer

Het landgebruik in STONE is gebaseerd op LGN 3+ met opnamen tussen 1995 en 1999 (De Wit et al., 1999). In STONE wordt met de volgende arealen landbouwgrond gerekend. Deze blijven ook in berekening met toekomstscenario's ongewijzigd (Tabel 4).

Tabel 4

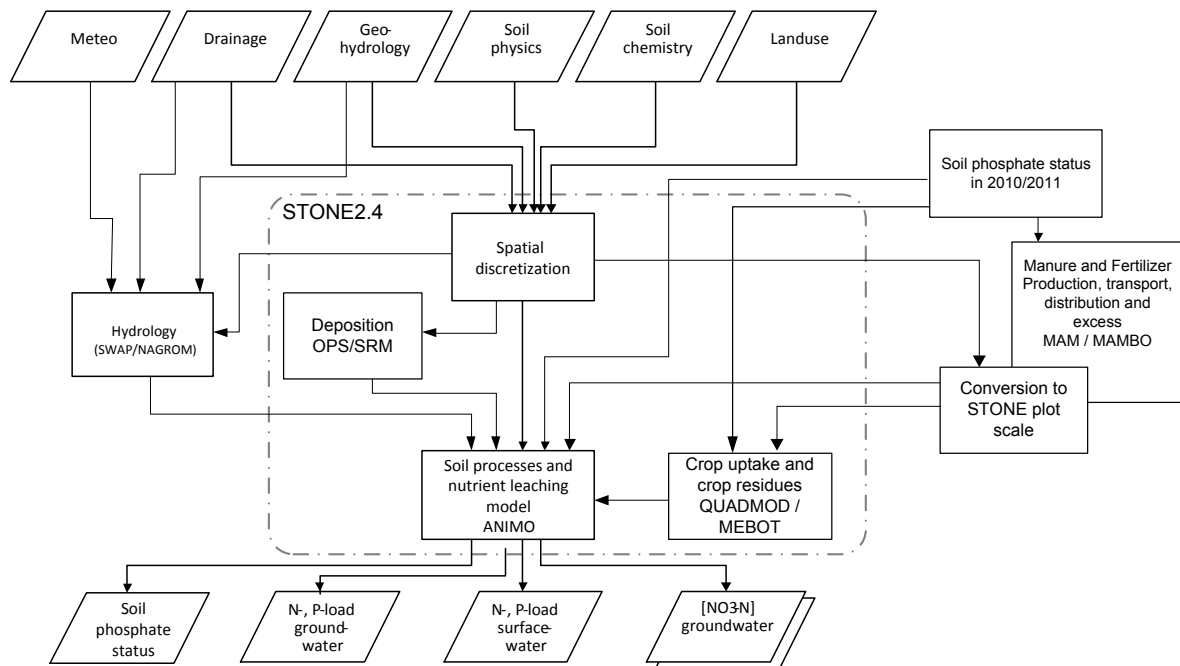
Arealen landbouwgrond die in STONE worden onderscheiden (1000 ha).

	Zand	Klei	Veen	Löss	Totaal
Akker- en tuinbouw	234	463	35	14	746
Gras	430	318	227	10	984
Snijmaïs	177	33	9	3	221
Totaal	841	814	271	27	1952

Het STONE-instrumentarium bestaat uit een aantal afzonderlijke modelcomponenten. De modellen QUADMOT en MEBOT zijn gebruikt om de nutriëntenafvoer door gewasopbrengsten te berekenen als functie van de aanvoer en het ANIMO-model berekent de af- en uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Voor toepassing van ANIMO binnen STONE is informatie van data en van andere modellen nodig. De structuur van STONE met aanleverende modellen en databestanden is weergegeven in Figuur 5.

De hydrologische modelberekeningen (neerslag en verdamping) gebeuren met de gekoppelde modellen SWAP (topstelsysteem) en NAGROM (diepe grondwater) en vinden buiten STONE plaats (Van Bakel et al., 2008). Er is geen terugkoppeling als bijvoorbeeld door een afnemende N-gift de gewasproductie en daarmee de gewasverdamping terugloopt.

De mestgiften zijn berekend met het MAM modelinstrumentarium van het LEI voor de periode 1986 tot en met 2005 en met MAMBO model voor de jaren 2006 en daarna. Deze uitkomsten worden na conversie (in verband met de ruimtelijke schematisering), direct als invoer voor STONE gebruikt. Het model MAMBO is de opvolger is van het MAM model (Vrolijk et al., 2009).



Figuur 5 Schematische weergave van het STONE instrumentarium (blauwe gebied) met aanleverende modellen en databestanden.

De mestgiften uit MAM/MAMBO worden per gewas-bodemcombinatie aangeleverd in kilogrammen mest, stikstof en fosfaat. De mestgiften (in kilogram) worden per gewas-bodemcombinatie per gemeente geconverteerd naar giften in kilogram per hectare op de STONE plots. De mestgift wordt zo goed mogelijk doorgegeven, maar door verschil in ruimtelijke schematisering tussen de gemeenten in

MAMBO en de plots in STONE, kan er verschil optreden per cluster van plots met een gelijke mineraal- en grondgebruikscombinatie. Voor 90% van de bijna 100 combinaties is de afwijking enkele procenten. Voor een enkele combinatie is de procentuele afwijking groter, dit gaat dan veelal om giften van maar enkele kilo's per ha.

Binnen STONE worden drie groepen landbouwgewassen gehanteerd, namelijk gras, snijmaïs en akker- en tuinbouw. Grasland en snijmaïs zijn unieke grondgebruiksvormen maar de grondgebruiksvorm akker- en tuinbouw is samengesteld uit een reeks gewassen en gewasgroepen. De procentuele verdeling van de gewassen binnen de grondgebruiksvorm akker- en tuinbouw wordt voor het verleden afgeleid uit de Meitellingen en CBS-statistieken. Voor de toekomst wordt verondersteld dat de verdeling constant blijft vanaf het laatste beschikbare jaar. Echter, door de differentiatie van de gebruiksnormen aan de hand van de fosfaattoestand van de bodem wordt per fosfaatklasse voor een STONE-plot een andere verdeling van akker- en tuinbouwgewassen berekend dan door MAMBO. Bij de eventuele overgang in de toekomst van een akker- en tuinbouwplot naar een hogere of lagere fosfaatklasse is de kans groot dat daarmee ook het gemiddelde bouwplan van de betreffende akker- en tuinbouwplot verandert.

3 Aanpassing hydrologie

3.1 Aangepaste parameters

Sinds de toepassing van STONE2.3 zijn enkele tekortkomingen in de simulatie van de hydrologie aan het licht gekomen. Deze tekortkomingen zijn aangepast in de invoerbestanden (schematisering) en in de modelcode van het SWAP model.

Schematisering

- Aanpassingen in berekening van gras en akkerbouw.
- Aanpassing in verdampingsparameters van natuur.
- Aanpassing van de reservoircapaciteit voor de tijdelijke opvang van neerslag in donker naaldhout. Door de instelling van deze parameter kwamen plots voor waarin de jaarlijkse verdamping groter was dan de neerslag. Na de aanpassing van deze parameter is de interceptieverdamping van donker naaldhout in overeenstemming met het resultaat van NHI (Van Walsum en Veldhuizen, 2011).
- 'Akkerbouw' in STONE is een modelgewas dat is samengesteld uit een combinatie van 22 gewassen en gewasgroepen. In de hydrologie voor STONE werd 'akkerbouw' beschreven door een groei en verdamping van een aardappelgewas. Om meer recht te doen aan de karakteristiek van het gemengde akkerbouwgewas in STONE is de plant- en opkomstdatum in de hydrologie met één maand vervroegd. Dit bleek van belang voor maatregelen waarin de bemesting wordt verplaatst van het najaar naar het voorjaar en waarin de bemesting enkele weken eerder of later wordt geplaatst. Om voor de extra verdamping als gevolg van het langere groeiseizoen te compenseren is de gewasfactor met 10% naar beneden bijgesteld.
- In de rekenprocedure werd gecontroleerd of de grondwaterstand geen lange termijn dalende of stijgende trend vertoont, of dat de grondwaterstand onder het modelprofiel van 13 meter diep uitzakt. In deze procedure zat een 'bug' waardoor in enkele gevallen een foutieve beginschatting voor de grondwaterstand werd gekozen. Deze bug is hersteld.
- In de bepaling van de Gt op basis van gesimuleerde grondwaterstandsreeksen zat een foutieve aanname voor de gemiddelde grondwaterstand in het zomer-halfjaar en het winter-halfjaar

Modelcode SWAP

- Aanpassingen in de kale grondverdamping en gewasverdamping als gevolg van een bug bij het inlezen van optionele invoer voor 'soil cover' en 'crop height'.
- Het herstel van twee coderingsfouten in het SWAP-model in de module waarin drainagewater verdeeld wordt met de diepte. De eerste fout leidde tot een onjuiste indeling in zogenaamde modelafvoerlagen en de tweede fout had tot gevolg dat bij het inschakelen van een ondiep drainagesysteem, die de stroming over, door en net onder het maaiveld representeert, onbedoeld een andere optie werd ingeschakeld waarmee de stroming naar het oppervlaktewater tot een bepaalde diepte werd beperkt. In enkele STONE-plots (waaronder Krimpenerwaard) hadden deze coderingsfouten sterke gevolgen voor het transport van nitraat, stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater.
- Nieuwe versie. De hydrologie voor STONE2.3 was berekend met SWAP-versie 3.03. Deze versie wordt niet meer onderhouden omdat het gebreken vertoonde en in bepaalde simulaties onstabiel was. Daarnaast zijn in SWAP enkele modules doorontwikkeld waardoor het model beter toepasbaar is voor praktijksituaties. De manier waarop SWAP versie 3.03 omging met de grondwaterstand in en net onder het maaiveld gaf vaak stabiliteitsproblemen die met de veel robuustere SWAP3.2 versie zijn opgelost. Ook bevat SWAP3.2 een module voor stroming in macroporiën, die in het modelsysteem voor uitspoeling van bestrijdingsmiddelen wordt ingezet (GeoPearl). STONE en GeoPearl (Tiktak et al., 2003) blijven beter consistent als de hydrologie voor STONE wordt berekend met SWAP3.2. In tegenstelling tot GeoPearl wordt in STONE nog niet gerekend met de stroming in macroporiën. Dit zou voor de gronden met macroporiën een volledig nieuwe parameterisering van de organische stofkringloop inhouden.

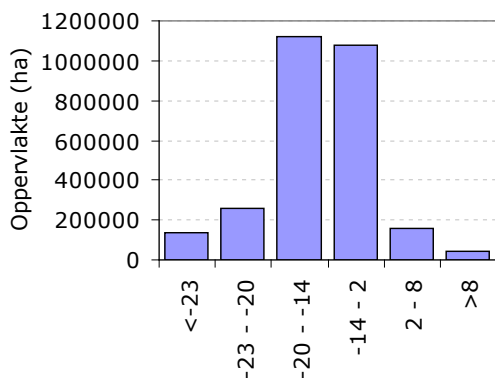
3.2 Analyse van de verschillen van de hydrologie voor STONE2.3 en voor STONE2.4

De aanpassingen hebben een geringe verschuiving van balansposten in de langjarig gemiddelde nationale waterbalans tot gevolg (Tabel 5). De grootste verschuiving treedt op in de bodemverdamping. Dit heeft o.a. te maken met een aanpassing van de verdampings-parameters voor natuur en een langer groeiseizoen van het modelgewas 'akkerbouw'.

Tabel 5

De nationale waterbalans van de STONE-hydrologie (mm jr⁻¹).

Balanstermen	STONE2.3	STONE2.4	Abs Verschil
Neerslag	796	796	0
Irrigatie	6	5	1
Infiltratie	19	19	0
Kwel	93	94	1
VerdampingGewas	-271	-273	2
VerdampingInterc	-73	-73	0
VerdampingBodem	-153	-139	14
Runoff	-10	-9	1
Drainage	-306	-311	5
Wegzijging	-101	-101	0



Figuur 6 Oppervlakte per klassen van de verschillen in bodemverdamping in de hydrologie voor STONE2.3 en de hydrologie voor STONE2.4.

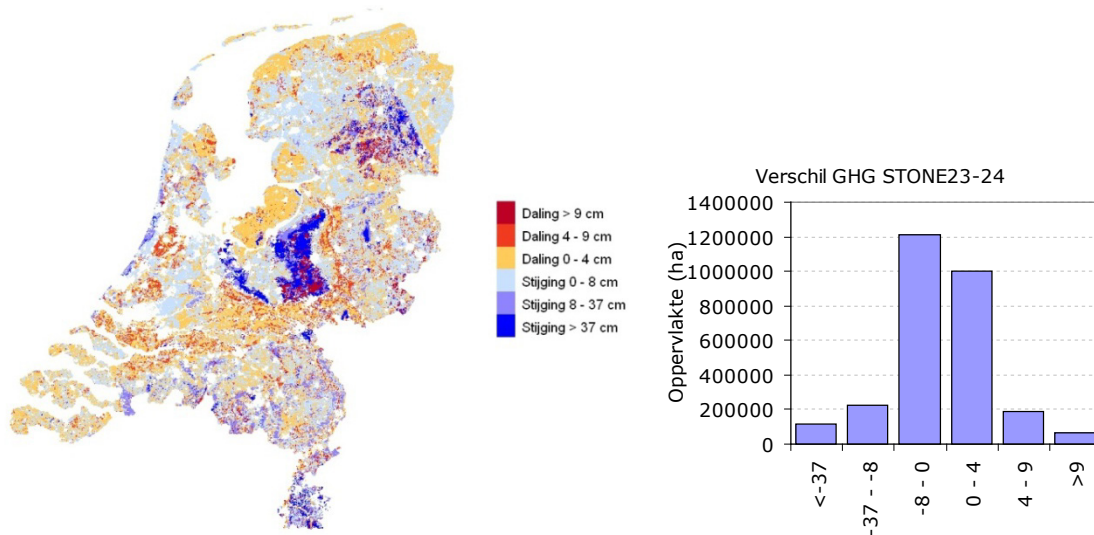
De veranderingen hebben ook gevolgen voor de berekende grondwaterstand (Tabel 6). De hydrologie voor STONE2.3 is getoetst aan grondwatertrap- en grondwaterdynamiek-kaarten. Omdat dit een omvangrijke inspanning vergde is deze vergelijking niet herhaald voor de hydrologie voor STONE2.4. In plaats daarvan is een vergelijking gemaakt met de oude versie. De kruistabel geeft de oppervlakten weer van STONE-plots die in dezelfde grondwatertrap gebleven zijn en van STONE-plots die één of meerdere klassen zijn verschoven. In enkele gevallen is de verschuiving meer dan één klasse. Dit is te wijten aan een bug in de oude procedure om te controleren of de grondwaterstand een lange termijn trend vertoont waarbij een foutieve beginschatting werd gekozen.

Tabel 6

Vergelijking van oppervlakten in STONE23 en STONE24 voor de grondwatertrappen.

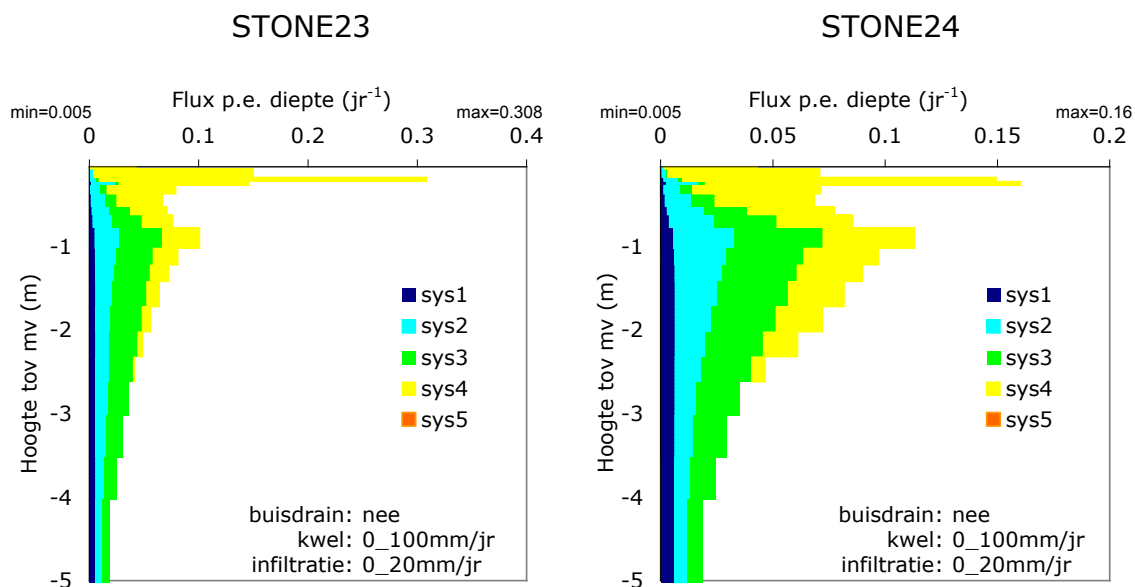
		Grondwatertrappen in Stone2.4										
		I	II	II*	III	III*	IV	V	V*	VI	VII	VII*
Grondwatertrappen in Stone2.3	I	70325	4175				550					
	II	1406	175525	1781	681		800					
	II*		113	24881			338					
	III		1050		153831	6269	531			469	169	
	III*			931	7000	69794	11631		1425			
	IV			456		3413	159681				1931	
	V				2988			67794	15075	644		
	V*					5113		1919	123813	8456		
	VI					450	12044		12063	743100	48344	
	VII						744			32481	576000	8975
	VII*										44288	404100

De ruimtelijke verdeling van de verschillen in GHG van beide modelversie is weergegeven in **Figuur 7**. De grootste verschillen worden berekend voor de hoge gronden met diepe grondwaterstanden.



Figuur 7 Ruimtelijke verdeling van het verschil van de GHG in de hydrologie voor STONE2.3 en de hydrologie voor STONE2.4 (links) en oppervlak per verschillklasse van de GHG (rechts).

Een nieuw onderdeel in de analyse van hydrologische berekeningen vormt het visualiseren van de relatie tussen grondwater en oppervlaktewater in de vorm van afvoerfluxen als functie van de diepte. De langjarig gemiddelde waterafvoer per drainagesysteem wordt in een grafiek weergegeven als flux per eenheid diepte (**Figuur 8**). In een dergelijk grafiek is te zien op welke diepte het water naar het oppervlaktewater stroomt en wat de bijdrage per systeem is aan de afvoer.

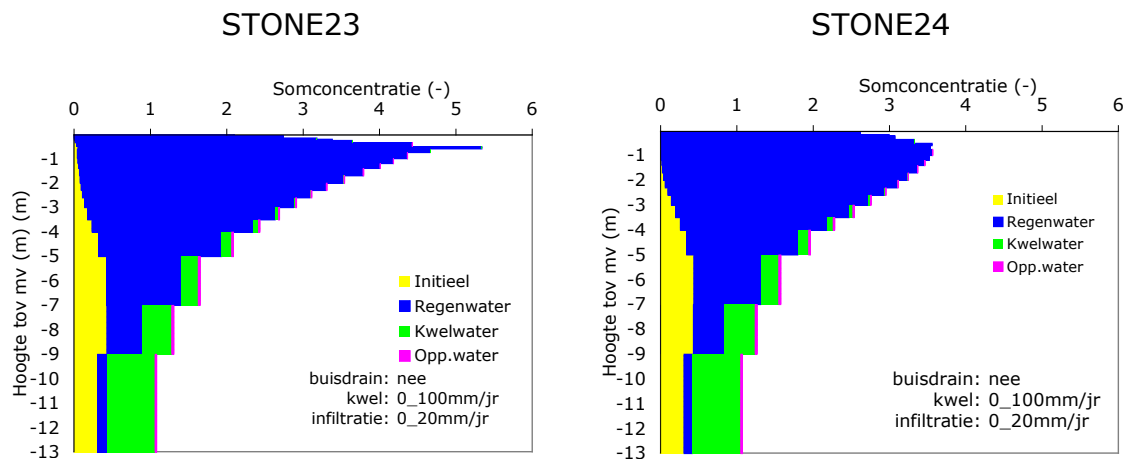


Figuur 8 Langjarig gemiddelde waterafvoer van verschillende drainagesystemen als functie van de diepte voor gronden zonder buisdrains, met een geringe kwel (0-100 mm jr⁻¹) en geen infiltratie uit het oppervlaktewater. Links en rechts zijn de resultaten gegeven voor en na de bug fix in het SWAP-model t.a.v. de aansturing van verdeling van drainagewater met de diepte.

In de hydrologie voor STONE2.3 deed zich het verschijnsel voor dat op geringe diepte (ca. 30 cm m.v.) een relatief groot aandeel drainagewater naar het oppervlaktewater stroomde (Figuur 8). De N- en P-belasting van het oppervlaktewater werd dus relatief sterk beïnvloed door de concentraties op die diepte. In de rechter figuur is het effect van de greppelafvoer nog steeds aanwezig, maar minder sterk dan in de hydrologie voor STONE2.3. De bovenstaande figuren geven het gemiddelde beeld voor een grote groep aan STONE plots. In enkele gebieden was het effect veel sterker dan in deze figuren.

Een andere vorm van visualisering van resultaten geschiedt in de vorm van de verdeling van watertypes als functie van de diepte. Op basis van de hydrologische informatie wordt het uitspoelingsmodel zodanig ingericht dat men een beeld krijgt van de verdeling van neerslagwater, kwelwater, water geïnfiltreerd uit het oppervlaktewater en water dat zich aan het begin van de simulatie in het bodemprofiel bevond. Door de bodemverdamping en de gewasverdamping vindt indikking van regenwater plaats (Figuur 9).

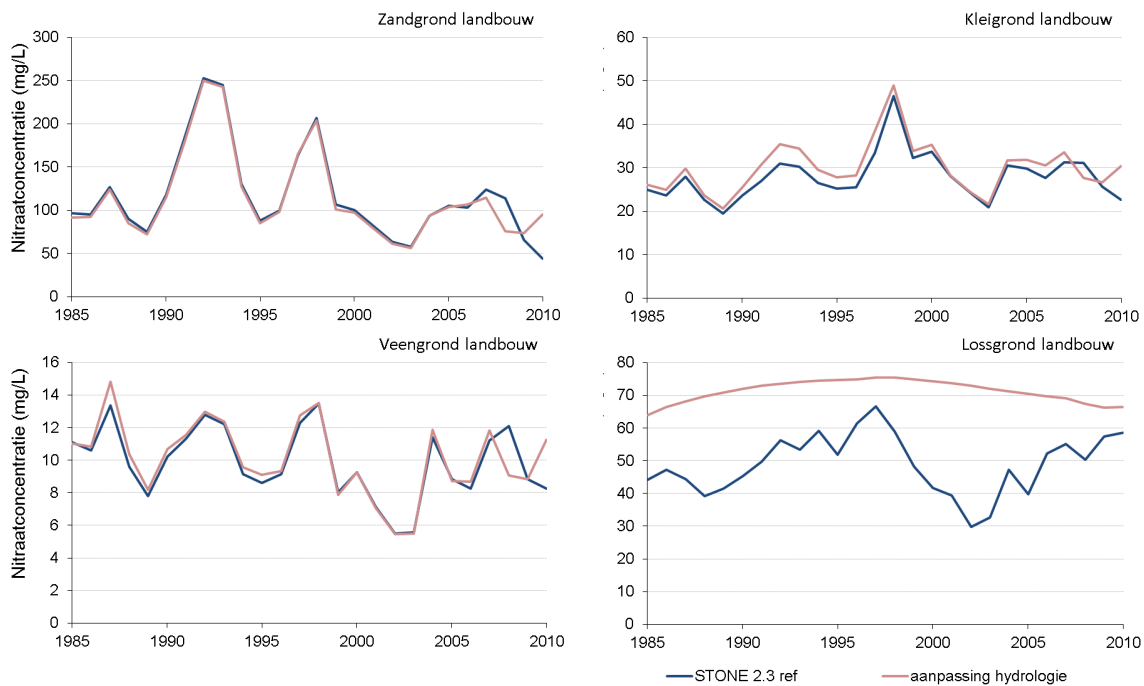
Figuur 9 laat zien dat de gewijzigde fluxafvoerdeling leidt tot een minder grote piek in ingedikt regenwater op 30 cm. Voor het overige zijn de patronen ongeveer gelijk. Verder is te zien dat in gronden met lichte kwel ook na 45 jaar nog water aanwezig is dat aan het begin van de initialisatieperiode in de bodem aanwezig was. Dergelijke informatie geeft inzicht in het belang van een schatting van nitraat- en DOC-concentraties bij het opstarten van het STONE-model.



Figuur 9 Verdeling van watertypen met de diepte voor gronden zonder buisdrains, met een gering kwel ($0-100 \text{ mm jr}^{-1}$) en geen infiltratie uit het oppervlaktewater. Links en rechts zijn de resultaten gegeven voor en na de bug fix in het SWAP-model t.a.v. de aansturing van verdeling van drainagewater met de diepte.

3.3 Effect op nitraatconcentraties

De gevolgen van de veranderingen in de hydrologie voor STONE voor de uitspoeling van nitraat zijn geëvalueerd door de vergelijking van resultaten van een berekening met de nieuwe Referentie-versie van STONE en de resultaten van een berekening van deze versie waarin de hydrologie is aangepast. Voor de zand- en veengronden is het effect zeer gering. Alleen in de jaren 2007 - 2010 is er een effect te zien, omdat in de hydrologie voor STONE2.3 deze jaren werden gesimuleerd met veronderstelde weersgegevens van andere jaren en in de hydrologie voor STONE2.4 de weersgegevens beschikbaar waren van de echte weerjaren. De procentuele verschillen in Tabel 7 worden vooral veroorzaakt door de verschillen in nitraatconcentraties in deze periode. Voor de kleigronden wordt voor de gehele periode, met uitzondering van 2001 - 2004, een toename berekend van enkele milligrammen. Deze toename hangt samen met de wijziging van het groeiseizoen van akkerbouw. Akkerbouw is relatief het meest vertegenwoordigd op de kleigronden.



Figuur 10 Nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie-versie en van deze versie met aangepaste hydrologie.

Voor de lössgronden is in de hydrologie voor STONE2.4 een andere randvoorwaarde gekozen om te voorkomen dat de grondwaterstanden een continue dalende trend te zien zouden geven. Deze verandering leidt voor de lössgronden tot een andere dynamiek van de onderrandflux en een andere grondwaterstand, met een veel gelijkmatiger verloop van de nitraatconcentratie als gevolg met hogere waarden. Per gewas-bodemcombinatie is de verandering samengevat in Tabel 7.

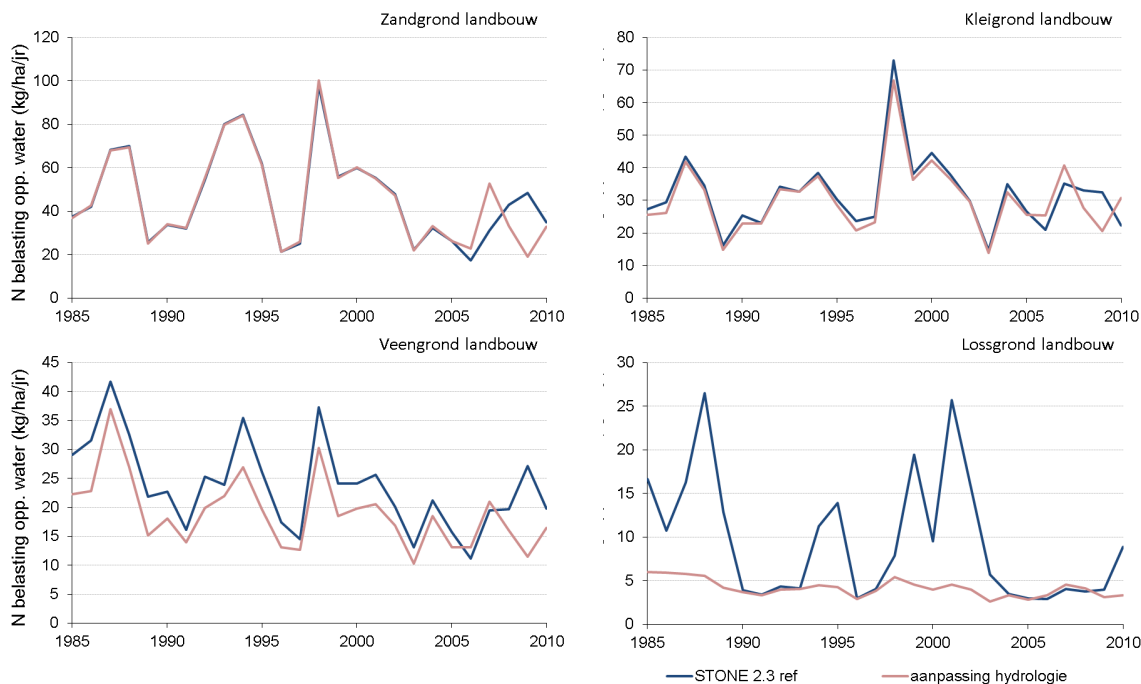
Tabel 7

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe hydrologie voor STONE t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Grondsoort				
	Zand	Klei	Veen	Löss	Alle gronden
Akkerbouw	1.2%	8.1%	-2.8%	30.7%	4.2%
Gras	-3.6%	6.9%	7.3%	50.7%	-1.6%
Snijmaïs	1.7%	5.0%	-0.2%	81.2%	2.2%
Gras+Snijmaïs	-1.8%	6.6%	6.1%	56.4%	-0.4%
Gemiddeld	-1.2%	7.6%	2.6%	45.8%	1.0%

3.4 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Voor de N-belasting van het oppervlaktewater door de zand- en de kleigronden heeft de update van de hydrologie van STONE nauwelijks effect. Alleen in de jaren 2007 - 2010 is er een effect te zien van de update van de weersgegevens in die jaren. In de veengronden leidt de genoemde update tot een afname van de N-uitspoeling naar het oppervlaktewater. Dit wordt verklaard door de reparatie van de 'bug fix' voor het onbedoeld inschakelen van een ondiep drainagesysteem, die de stroming over, door en net onder het maaiveld representeert. Deze coderingsfout had tot gevolg dat in de natte veengebieden te veel water direct onder het maaiveld, met hogere N-concentraties, naar het oppervlaktewater werd afgevoerd. Voor de veengronden wordt een afname berekend van ca. 20%.



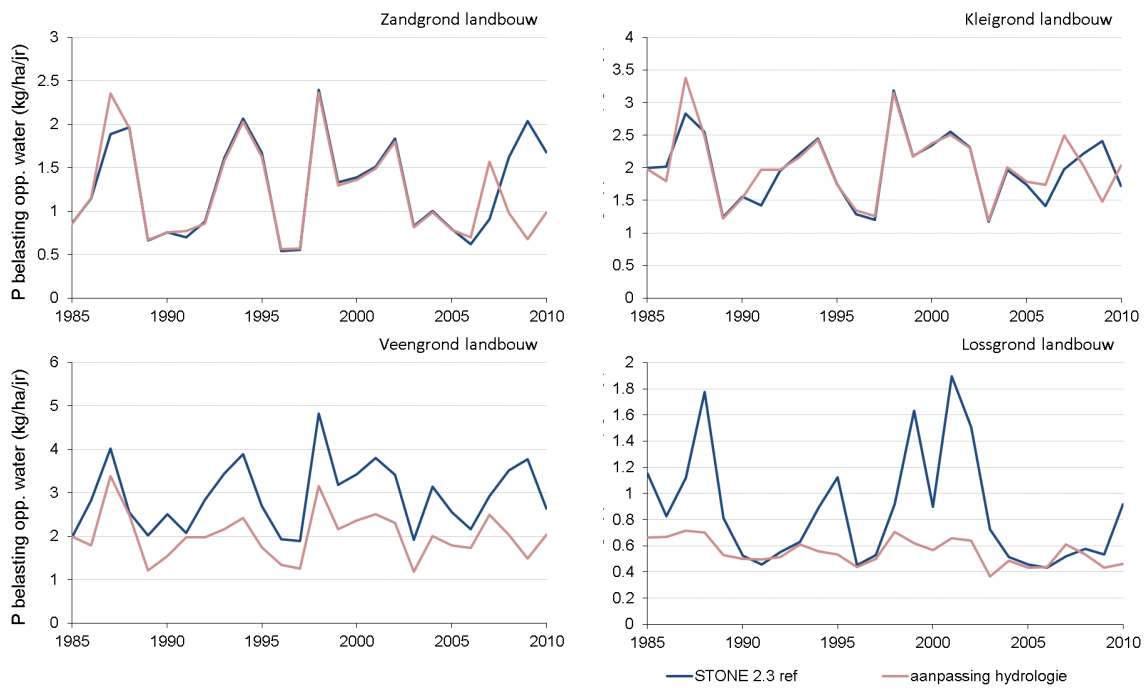
Figuur 11 Stikstofbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie-versie en van deze versie met aangepaste hydrologie.

De verandering van de P-belasting van het oppervlaktewater (Figuur 12) vertoont een iets ander beeld dan de verandering van de N-belasting van het oppervlaktewater. In de zand- en de kleigronden verloopt de P-belasting bij aanpassing van de hydrologie grotendeels gelijk aan het verloop in de Referentie, maar worden in 1987, 1988 en 1991 andere waarden berekend. Dit is toe te schrijven aan het gebruik van SWAP versie 3.2 in plaats van SWAP versie 3.03. In versie 3.03 traden problemen op met de stabiliteit als de grondwaterstand zich in of direct onder het maaiveld bevond. Deze situaties treden op na een hevige regenbui en gaan gepaard met relatief grote afvoer van water. Omdat de meeste fosfaat in de bodem zich in de eerste decimeters onder maaiveld bevindt, is de P-afvoer gevoelig voor dergelijke situaties. De afname van de P-uitspoeling in enkele jaren leidt een gemiddelde afname over de periode 1985 - 2020 van 5% voor de zandgronden, 2% voor de kleigronden, 17% voor de veengronden en 5% voor het gemiddelde van alle landbouwgronden (Tabel 8).

Tabel 8

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe hydrologie voor STONE t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	0.1%	-1.4%	-3.2%	-1.1%	-0.3%	6.3%	-7.9%	3.7%
Gras	-1.6%	-9.0%	-23.8%	-6.8%	-5.5%	-4.1%	-18.7%	-9.9%
Snijmaïs	-0.8%	-4.4%	-7.4%	-1.7%	-8.8%	-8.0%	-11.3%	-9.3%
Gras+Snijmaïs	-1.3%	-8.5%	-22.5%	-5.6%	-6.6%	-4.4%	-18.1%	-9.8%
Gemiddeld	-1.0%	-4.1%	-19.3%	-3.9%	-5.1%	1.8%	-16.8%	-4.8%



Figuur 12 Fosforbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie-versie en van deze versie met aangepaste hydrologie.

4 Aanpassing bodemchemische en geochemische schematisering

4.1 Aanpassing parameters

Aanleiding

De geochemische parametrisering en schematisering van de ondergrond in STONE speelt een belangrijke rol bij de berekening van nitraatconcentraties in het grondwater en N- en P-belasting van oppervlaktewater. Tot en met STONE2.3 is gewerkt met een geochemische schematisering die in 2000 is afgeleid door TNO (Kroon et al., 2000). In de loop der jaren is bij TNO en Deltares nieuwe informatie over de ondergrond ontsloten en bewerkt (Griffioen et al., 2006).

De bewerking van deze informatie heeft in 2007 en 2008 plaatsgevonden en heeft geresulteerd in twee Alterra-rapporten (Van Boekel, 2009a; 2009b):

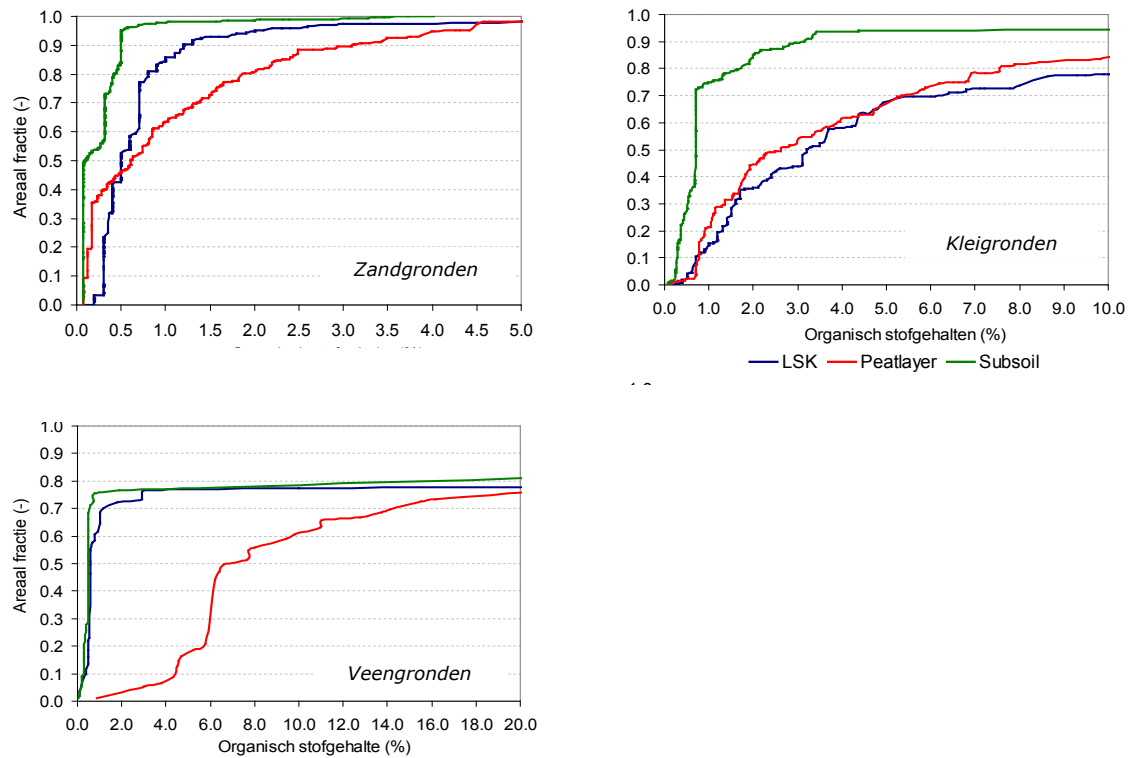
- Organisch stofgehalte in de ondergrond.
- Schatting van het ammonium oxalaat extraheerbare aluminium- en ijzergehalte.

Daarnaast is op basis van informatie van Griffioen et al. (2006) de parameter voor pH-H₂O in de ondergrond aangepast en op basis van informatie van De Vries (1999) de C/N-verhouding in de ondergrond aangepast.

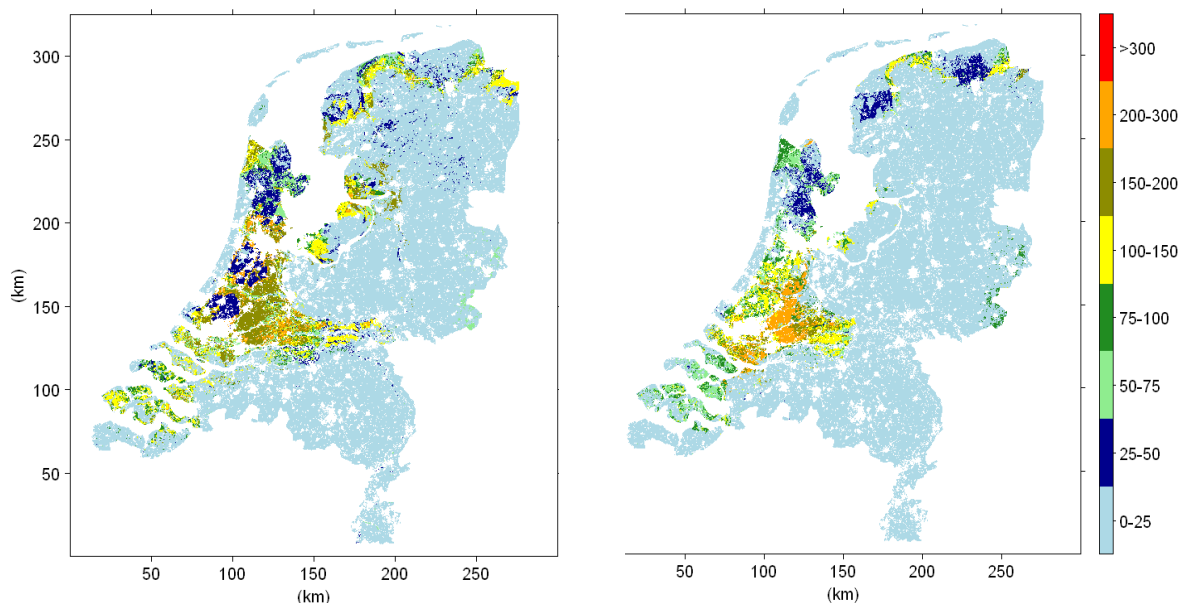
Methode

Het organisch stofgehalte voor berekeningen met een dynamisch simulatiemodel kan op verschillende manier worden bepaald vanuit databestanden. Bij de afleiding van het organisch stofgehalte uit de geochemische schematisering van Griffioen et al. (2006) kan de waarde worden gecorrigeerd voor de aanwezigheid van veenlaagjes. De keuze is afhankelijk van de grondsoort (Figuur 13). In de figuur is het organisch stofgehalte weergegeven voor de laag 1-2 m-mv voor gegevens uit de LSK-database, het geschatte organisch stofgehalte waarbij **niet** gecorrigeerd wordt voor veenlaagjes (subsoil) en het geschatte organisch stofgehalte waarbij **wel** gecorrigeerd wordt voor de veenlaagjes (Peatlayer).

Op basis van de figuren is gekozen om voor de STONE-plots met zand en klei in de ondergrond het organische stofgehalte te nemen waarbij rekening wordt gehouden met de aanwezigheid van veenlaagjes (peatlayer variant). Voor veengronden wordt gebruik gemaakt van de variant subsoil. Voor verdere toelichting zie Alterra-rapport 1830.



Figuur 13 Cumulatieve frequentieverdeling van het organisch stofgehalte voor de verschillende grondsoorten in de LSK-database met een bemonsteringsdiepte > 1 m-mv en de verdeling van het organisch stofgehalte voor de laag tussen 1-2 m-mv voor de variant 'Peatlayer' en 'Subsoil'.



Figuur 14 Ruimtelijke verdeling van de geschatte (Al+Fe)_{ox} gehalten (mmol kg⁻¹) in de laag tussen 2-3-mv (links) en in de laag tussen 4-7-mv (rechts) voor de STONE-plots waarbij de plots zijn ingedeeld op basis van grondsoort.

Behalve de organische stofgehalten zijn ook het (Al+Fe)_{ox} gehalten in de ondergrond aangepast. Een voorbeeld van het resultaat wordt gegeven in Figuur 14 (ref. naar Alterra-rapport 1831). Op basis van de monsterpunten uit de LSK-database is een relatie afgeleid tussen het humus- en/of lutumgehalten

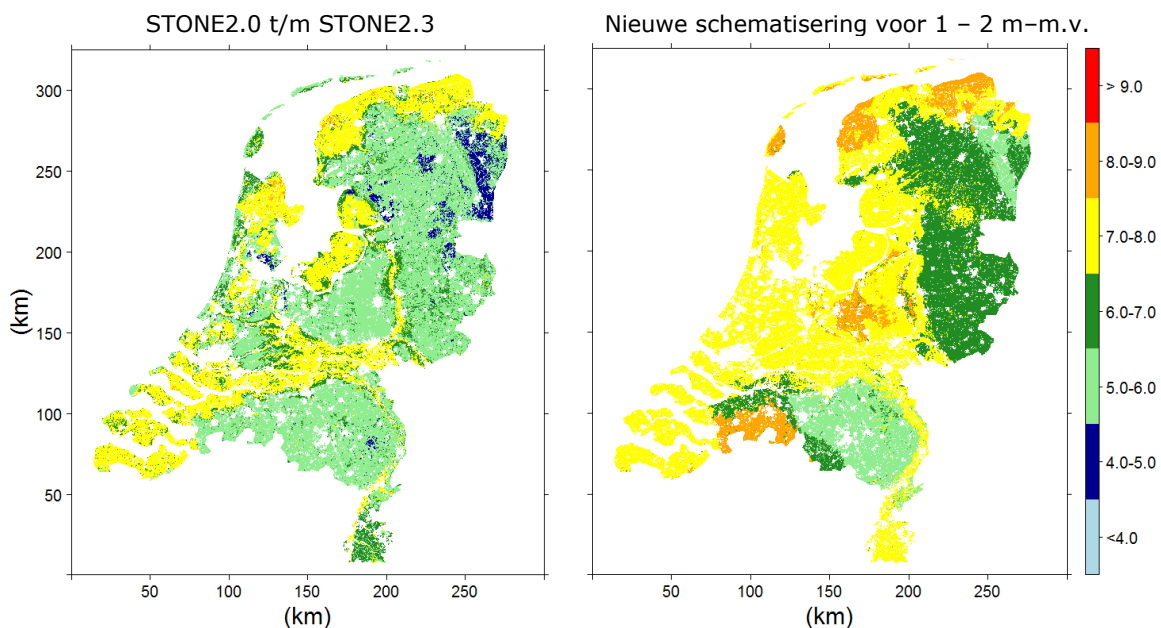
en het $(Al+Fe)_{ox}$ gehalten. De monsterpunten uit de LSK-database zijn hierbij onderverdeeld naar grondsoort (zand, klei, veen en leem) of naar geologische formatie (moerig, marien, fluviatiel, eolisch, glaciaal, overig). De regressievergelijkingen die zijn opgesteld op basis van de grondsoort bleken beter te zijn.

Voor elke STONE-plot is vervolgens op basis van grondsoort en geologische formatie en het humusgehalte, het lutumgehalte en het $Al+Fe$ gehalte afgeleid.

De pH-waarde voor de bodem dieper dan 1 m-m.v. kreeg in STONE2.0 t/m STONE2.3 de waarde toegekend van de bodemlaag tussen 50 cm en 100 cm beneden maaiveld (laatste laag van de bovengrond). Ter voorbereiding van STONE 2.4 is de pH voor de ondergrond aangepast op basis van de resultaten uit de studie van Griffioen et al. uit 2006. In deze studie zijn voor de verschillende lagen van het topsysteem en voor de verschillende diepte de pH-H₂O bepaald (25, 50 en 75 percentiel).

Per topsysteem-eenheid is op basis van de gemeten pH-waarden een gemiddelde pH berekend voor de verschillende lagen (1 - 2 m -m.v., 2 - 3 m -m.v., 3 - 4 m -m.v., 4 - 7 m -m.v., 7 - 9 m -m.v. en 9 - 13 m -m.v.). Voor het toekennen van de pH aan de STONE-plots is een overlay gemaakt tussen de STONE-plots en het topsysteem, rekening houdend met het oppervlak van de plots. Als geen waarde beschikbaar was, is ervoor gekozen om de pH te gebruiken van de lagen binnen het profiel waar wel metingen van beschikbaar zijn.

In Figuur 15 zijn de pH-waarden (pH-H₂O) voor de laag 1 - 2 m -m.v. ruimtelijk weergegeven voor STONE2.0 t/m STONE2.3 en voor de nieuwe schematisering. In STONE2.0 t/m STONE2.3 zijn de pH-waarden voor alle lagen gelijk (1 - 13 m -m.v.). In de nieuwe schematisering verschilt de pH-waarde per laag.



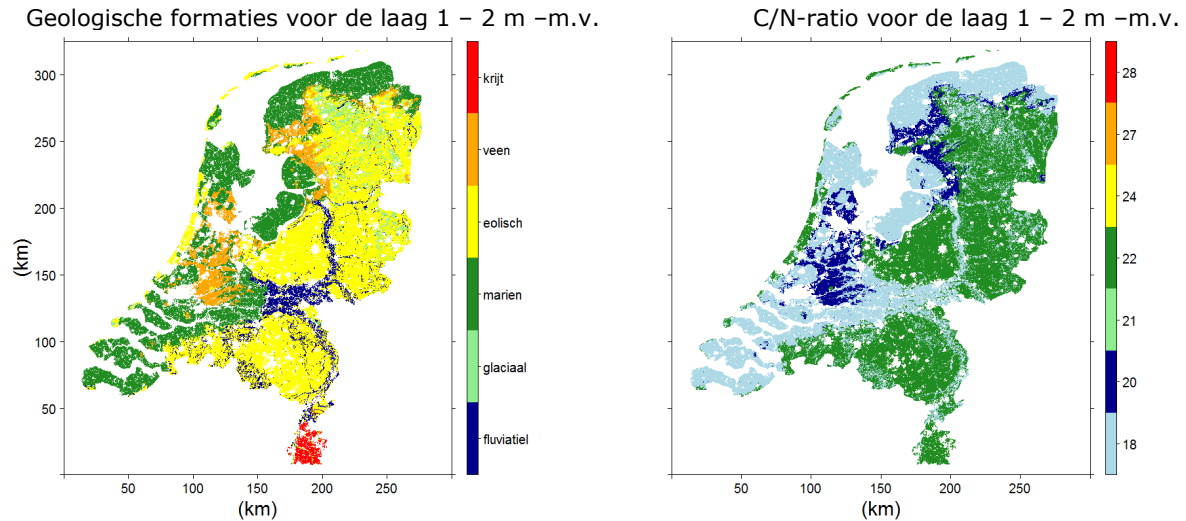
Figuur 15 pH-waarden (pH-H₂O) in de ondergrond op 1 - 2 meter diepte in STONE2.3 (links) en de nieuwe schematisering voor de verschillende lagen.

In STONE2.0 t/m STONE2.3 lag de pH in de zand- en veengronden in de range 5 - 6. In de kleigrond lag de pH in de range van 7 - 8. In de nieuwe schematisering ligt de pH in het bodemvocht/grondwater dieper dan 1m meestal één eenheid hoger (met uitzondering van het oostelijk deel van Brabant/Noord Limburg en het zuidwestelijke en centrale zeekleigebied).

In STONE2.0 t/m STONE2.3 werd een C/N-verhouding van de bodem dieper dan 1m-mv voor alle plots op 30 gesteld. Voor de ondergrond zijn weinig gegevens bekend over de C/N-verhouding. Om

toch tot een schatting te komen is uit de gegevens van De Vries (1999) per geologische afzetting een modale waarde vastgesteld. Uit de analyse van deze gegevens blijkt dat C/N-ratio's in STONE2.0 t/m STONE2.3 vrij hoog zijn. Meer dan 95% van de profielschetsen hebben een lagere C/N-ratio. De mediane waarden voor de C/N-verhouding is 20.

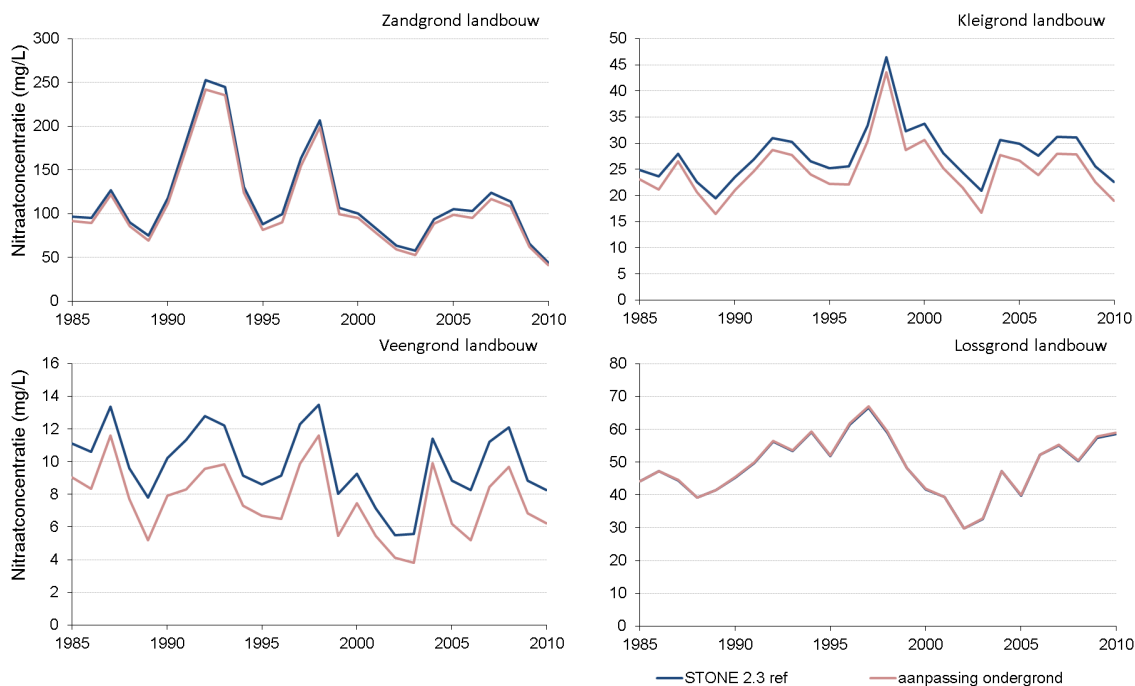
Op basis van geologische formaties per in een STONE-plot zijn waarden voor de C/N-ratio toegekend. Het resultaat van deze werkwijze is voor de laag tussen 1-2 m –m.v. weergegeven in **Figuur 16**.



Figuur 16 Geologische formaties en C/N-ratio's voor de laag 1-2 mv in de nieuwe geochemische schematisering van STONE2.4.

4.2 Effect op nitraatconcentraties

De effecten van de update van de geochemische schematisering zijn beoordeeld door een vergelijking van modelresultaten van de Referentie en de Referentie waarin de veranderingen waren aangebracht (Figuur 17). De update van de ondergrondinformatie leidt in het grondwater van zandgronden tot een kleine procentuele verlaging van ca. 5% over de gehele periode tussen 1985 en 2010 (Tabel 9). In kleigronden is de procentuele verlaging met ca. 10% iets groter en in veengronden bedraagt de procentuele verlaging 23%. De absolute verlaging is voor de grondensoorten ongeveer gelijk en bedraagt enkele milligrammen. Zoals te verwachten heeft de nieuwe geochemische schematisering geen gevolg voor de nitraatconcentratie in lössgronden. De verlaging in de zand-, klei- en veengronden is constant in de tijd. Dit wijst erop dat de vermindering niet is toe te schrijven aan een eventueel veranderde input van nitraat uit verliezen in de bovengrond, maar wordt verklaard door een hogere denitrificatiesnelheid in het grondwater zelf. Dit is ook te verwachten omdat afgezien van de verandering van de gemiddelde hoeveelheid organische stof in de ondergrond, de verdeling over de gebieden ook is veranderd. In STONE2.3 was de organische stof in de ondergrond meer extreem verdeeld: relatief veel gebieden met een hoge of lage waarde, terwijl in de nieuwe geochemische schematisering de verdeling is afgevlakt en meer gebieden een gemiddelde waarde hebben gekregen.



Figuur 17 Nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en van deze versie met de aanpassing van de geochemische schematisering van de ondergrond.

In Tabel 9 is te zien dat de update van de geochemische schematisering voor akkerbouw de grootste gevolgen heeft. Dit is alleen te verklaren door de ligging van de akkerbouwplots in STONE. In de kleigebieden is de verandering van organische stofvoorraad in de ondergrond groter dan in de zandgebieden en het aandeel akkerbouw in de kleigebieden is groter dan het aandeel van akkerbouw in de zandgebieden.

Tabel 9

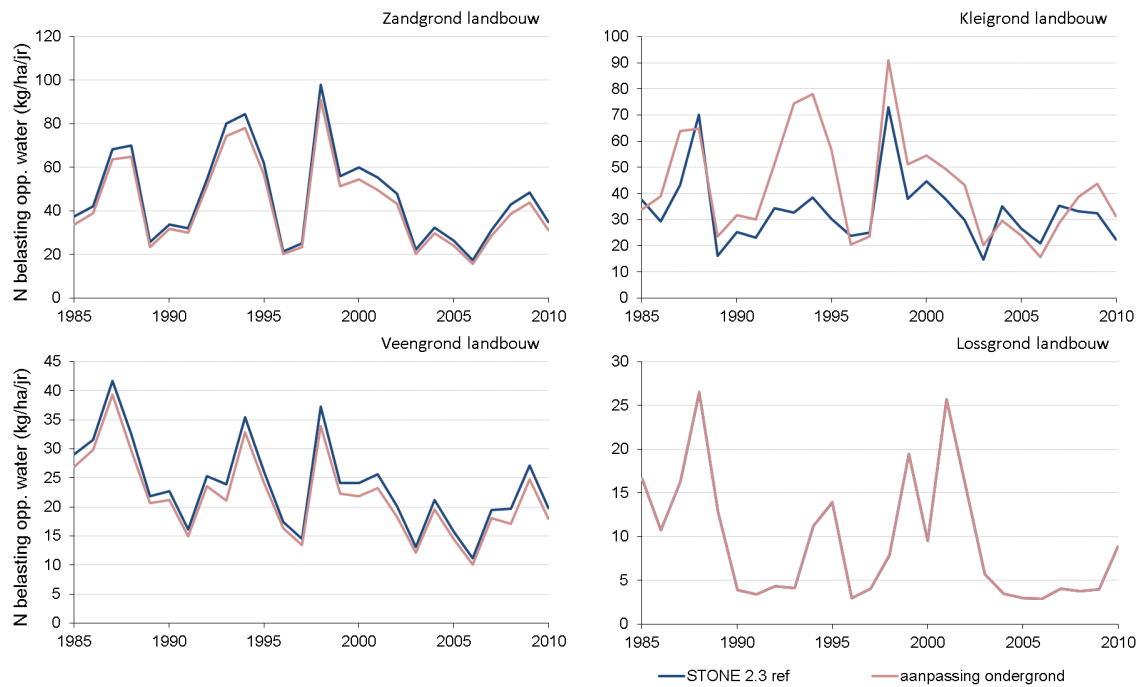
Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe hydrologie voor STONE t.o.v. de Referentievorsie.

Gewas	Grondsoort				Alle gronden
	Zand	Klei	Veen	Löss	
Akkerbouw	-7.1%	-11.2%	-27.0%	0.6%	-9.2%
Gras	-5.3%	-9.5%	-20.5%	0.1%	-6.0%
Snijmaïs	-4.2%	-5.4%	-17.9%	-0.1%	-4.4%
Gras+Snijmaïs	-4.9%	-8.9%	-20.1%	0.1%	-5.5%
Gemiddeld	-5.4%	-10.4%	-22.8%	0.3%	-6.6%

4.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

De update van de geochemische schematisering leidt voor de zand- en de veengronden tot een iets lagere waarde voor de N-belasting van het oppervlaktewater, maar voor de kleigronden is de N-uitspoeling naar het oppervlaktewater juist hoger. Opvallend is ook dat voor de zand- en de veengronden de daling min of meer constant is, maar dat voor de kleigronden de veranderingen periodiek kunnen verschillen. In de jaren 1989 - 1995 worden op de kleigronden door de update van de geochemische schematisering een hogere N-uitspoeling naar het oppervlaktewater berekend, maar in de jaren 2004 - 2007 treedt juist een verlaging op. Dit is alleen te verklaren door de bijstelling van C/N-waarden in de gronden met een veenachtige ondergrond. Een deel van het kleigebied wordt hierdoor gekenmerkt. Door de lagere C/N-ratio wordt verondersteld dat de aanwezige organische stof

meer stikstof bevat. In droge jaren kan door de luchtintrede in de veenachtige lagen op 1 - 2 m – m.v. afbraak van organische stof optreden. Door het hogere stikstofgehalte leidt dit tot extra mineralisatie.



Figuur 18 Stikstofbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en de aanpassing hiervan t.a.v. van de geochemische schematisering.

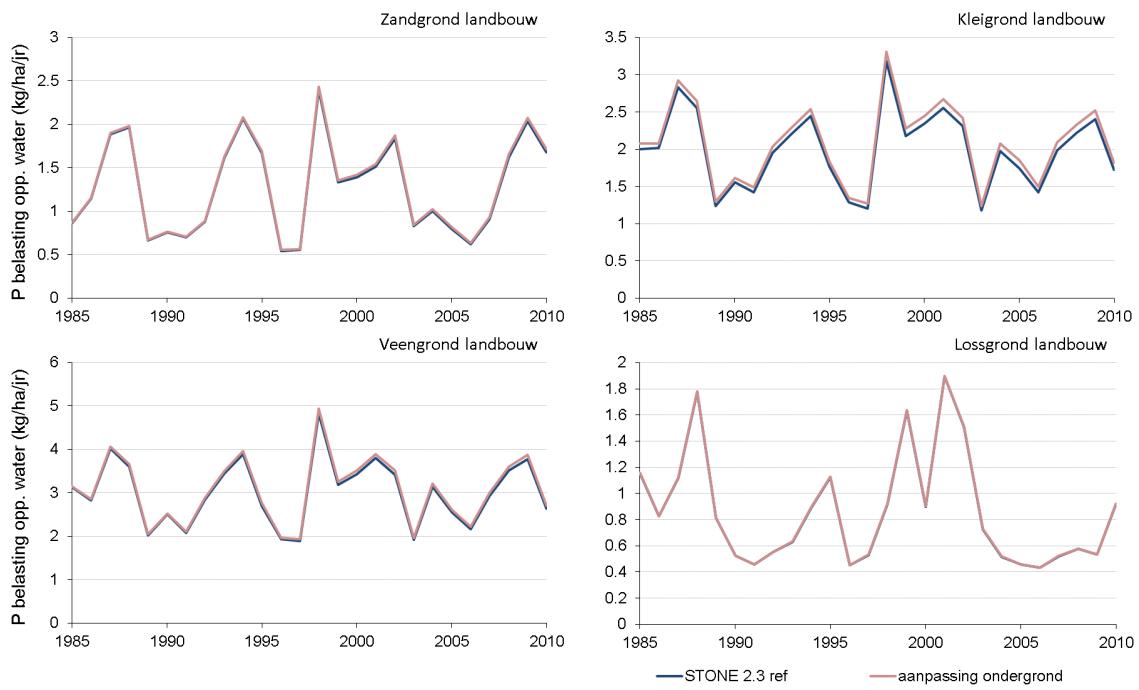
De aanpassing van het $(Al+Fe)_{ox}$ -gehalte in de ondergrond heeft nagenoeg geen gevolg voor de P-belasting van het oppervlaktewater (Figuur 19). Dit is opmerkelijk, want de buffercapaciteit van fosfaat in de ondergrond is door de update aanzienlijk verlaagd. De fosfaatconcentratie die aan het begin van de simulatie in de ondergrond wordt verondersteld, en die gedurende de simulatie aan het kwelwater wordt toegekend, bepaalt de uitspoeling vanuit de ondergrond. Hoewel de buffercapaciteit is afgenomen, is de voorraad fosfaat die wordt verondersteld in evenwicht te zijn met de initiële en kwelwaterconcentratie toch nog ruim voldoende voor een sterke buffering van eventueel veranderde concentraties in het water dat door de ondergrond stroomt. Bij een toekomstige verfijning of verbetering van de P-uitspoeling afkomstig uit de ondergrond is vooral de schatting van de initiële concentratie en de kwelwaterconcentratie van belang.

Tabel 10

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe hydrologie voor STONE t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	-11.8%	-4.6%	-26.0%	-8.0%	2.5%	6.1%	4.0%	5.2%
Gras	-6.8%	-3.0%	-3.8%	-5.4%	0.4%	2.1%	0.1%	0.8%
Snijmaïs	-6.8%	-4.2%	-11.4%	-6.7%	3.1%	1.9%	20.0%	5.6%
Gras+Snijmaïs	-6.8%	-3.1%	-4.3%	-5.7%	1.3%	2.1%	1.9%	1.7%
Gemiddeld	-8.0%	-4.1%	-7.9%	-6.5%	1.5%	4.4%	2.1%	3.0%

Voor de zandgrond is het effect van de update van het $(Al+Fe)_{ox}$ gehalte slechts 1.5%. De grootste effecten worden gevonden voor de kleigronden (4.4%).



Figuur 19 Fosforbelasting van oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en de aanpassing hiervan t.a.v. de geochemische schematisering.

5 Aanpassing organische stofverdeling en parameterisering bovengrond

5.1 Aanleiding

Geconstateerd is dat in het algemeen de gesimuleerde Pw-getallen van STONE2.3 en de Referentie-versie de praktijkcijfers overschatten. De accumulatie van mineraal P wordt in STONE beïnvloed door:

- de ingeschatte voorraad in 1941,
- de accumulatie als gevolg van P-overschotten in het verleden,
- de accumulatie als gevolg van mineralisatie van organisch gebonden P,
- het transport naar diepere bodemlagen met de waterstroming en door menging van bodemlagen als gevolg van grondbewerking.

In STONE treedt alleen in de wortelzone van grasland een accumulatie op van organisch geboden fosfor. In alle andere gevallen levert de bodem fosfor door de mineralisatie van organisch geboden fosfor. Deze bron heeft invloed op de voorraad aan mineraal geboden fosfor, en daarmee ook op de Pw-getallen voor een bodem. Het zou mede een oorzaak kunnen zijn van te hoge berekende P-gehalten in de bodem.

Om kwantitatief inzicht te krijgen in de sturende factoren voor het verkrijgen van een correcte berekening van Pw-cijfers in STONE worden STONE resultaten van twee versies nader geanalyseerd.

5.2 Praktijkcijfers van organische stofverandering

De verandering van het organische stofgehalte in de bodem (gram per kg per jaar) wordt door Reijneveld et al. (2009) gemiddeld voor Nederland berekend op 0.1 ± 0.06 , 0.23 ± 0.05 en 0.08 ± 0.02 voor resp. gras, mais en akkerbouw.

Tabel 11

Gemiddelde waarden voor het bodemorganische stof Mean (gr/kg) in het bovenste deel van de bodem, de toename of afnamesnelheid b (gr/kg/jr) en de Spearman correlatiecoëfficiënt, voor grasland en akkerbouw in een aantal regio's (bron: Reijneveld et al 2009). De laatste kolom geeft het aantal waarnemingen weer voor grasland in de periode 1984 – 2000 en voor akkerbouw in de periode 1984 – 2004.

Regions	Land use	Summary statistics			
		Mean	Slope b (\pm se)	R ²	# of samples
1. Marine clay, north	Grassland	57	-0.55 (0.16)	0.46	16,849
	Arable land	13	-0.02 (0.04)	0.01	23,830
2. Marine clay, south-west	Arable land	12	0.03 (0.02)	0.13	56,418
3. Marine clay, central-west	Arable land	21	0.18 (0.12)	0.11	4615
4. Riverine clay, central	Grassland	53	0.37 (0.17)	0.25	12,660
5. Peaty clay, north	Grassland	155	-0.98 (0.81)	0.09	9806
6. Peaty clay, west	Grassland	88	-0.27 (0.28)	0.06	5889
7. Reclaimed peat, north-east	Grassland	70	-0.07 (0.36)	0.00	4583
	Arable land	63	0.08 (0.10)	0.04	40,497
8. Sand, south	Grassland	24	0.18 (0.05)	0.47	57,594
	Arable land	17	0.01 (0.02)	0.02	49,344
9. Loess, south	Grassland	33	0.34 (0.11)	0.39	7720
	Arable land	13	0.02 (0.01)	0.10	13,977
Netherlands,	Grassland	43	0.10 (0.06)	0.16	589,899
	Arable land	20	0.08 (0.02)	0.39	673,770
	Maize land	23	0.23 (0.05)	0.58	112,168

Tabel 11 geeft het beeld dat in het Noordelijke kleigebied en de veengronden het organische stofgehalte afneemt, terwijl in de andere gronden het organisch stofgehalte enigszins lijkt te stijgen. Op grond van deze informatie wordt verwacht dat de trends zoals weergegeven in

Tabel 11 t.a.v. organische stof in de bovenste lagen van het bodemprofiel door STONE gesimuleerd moet worden. Tabel 12 geeft een kwalitatieve aanduiding van het berekend organische stofgehalte in STONE2.3 voor de periode 1984 - 2004.

Tabel 12

Kwalitatieve aanduiding van de toename of afname van het organische stofgehalte zoals dat door STONE2.3 berekend zou moeten worden, afgeleid van

Tabel 11. Hierin is '+' een lichte toename; 'o/+' ongeveer gelijk, maar misschien een geringe toename en '-' een afname in de periode 1984 - 2004.

Grondsoort	Gewas Grasland	Akkerbouw
Zand	+	o/+
Zeeklei	-	o/+
Rivierklei	+	o/+
Veen	-	o/+

5.2.1 Verloop van de organische stofvoorraad in de wortelzone in STONE2.3

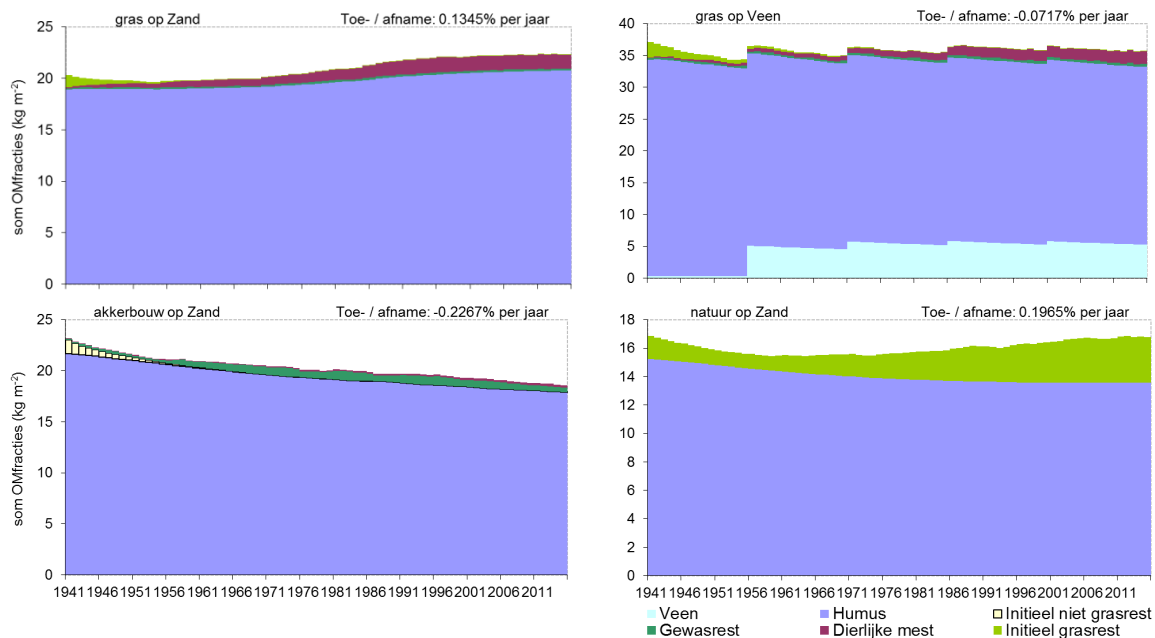
Om inzicht te krijgen in het gedrag en het relatieve aandeel van verschillende organische stofpools in ANIMO is het verloop grafisch weergegeven voor de periode 1941 - 2015. Door de periode van 75 jaar te nemen krijgen we inzicht in de rol van initieel aanwezige organische stof en de trends van langzaam reagerende pools.

Organische stof in ANIMO is ingedeeld in ca. 25 fracties, met als doel differentiatie aan te kunnen brengen tussen grondsoorten, mesttypen en gewastypen in een 'overall' landelijke schematisering voor alle gewas-bodem combinaties. Als we alleen naar organische stof kijken, kunnen fracties worden geclusterd in enkele pools:

- veen
- humus / biomassa
- initieel aanwezige 'vers organische stof' afkomstig van akkerbouw gewasresten
- initieel aanwezige 'vers organische stof' afkomstig van grasland gewasresten
- gewasresten zoals door de externe plant-module QUADM0D is berekend
- stalmest + weidemest

De natuurgebieden worden in STONE doorgerekend als onbemest grasland. In deze gebieden is geen onderscheid te maken tussen initieel aanwezige 'vers organische stof' afkomstig van grasland gewasresten en de tijdens de simulatie geproduceerde grasland gewasresten.

Verder is gekeken of het totaal van de organische stofvoorraad toe of afneemt. Voor de periode 1986 - 2015 is de relatieve verandering per jaar berekend als percentage van de gemiddelde voorraad aanwezige organische stof in deze periode. Voor een aantal combinaties zijn de resultaten weergegeven in Figuur 20, een volledig overzicht is opgenomen in bijlage 1.



Figuur 20 Verloop van de voorraad organische stof in pools onder grasland op zand, grasland op veen, akkerbouw op zand en natuur op zand berekend met STONE2.3 voor de bodemlaag van 0-xx cm.

Het organische stofgehalte in de wortelzone van grasland op zandgrond en natuur op zandgrond vertonen een licht stijgende tendens, terwijl het organische stofgehalte grasland op veen en akkerbouw op zand een dalende tendens vertoont. Tabel 13 vat de tendensen samen van de verschillende grondsoort-gewascombinaties.

Tabel 13

Samenvatting van tendensen van het organische stofgehalte in de wortelzone zoals gesimuleerd met STONE2.3.

Gewas	Grondsoort zand	klei	veen
Grasland	Toename: 0.0558% Humus/biomassa redelijk stabiel Geringe toename aandeel mestresten Na 15 jaar geen initiële grasresiduen meer	Toename: 0.1418% Humus/biomassa stijgt gering Geringe toename aandeel mestresten Na 15 jaar geen initiële grasresiduen meer	Afname: -0.0724% Humus/biomassa redelijk stabiel Geringe toename mestresten Na 15 jaar geen initiële grasresiduen meer Veenmodule: zaagtand effect
Mais	Afname: -0.139% daling humus/biomassa Jaren 50-60 gewasresten Vanaf jaren 80 mestresten Na 15 jaar geen initiële plantresten Laatste 40 jaar geen plantresten	Afname: -0.0812% daling humus/biomassa Jaren 50-60 gewasresten Vanaf jaren 80 mestresten Mestresten leiden in '92-'92 tot geringe stijging Na 15 jaar geen initiële plantresten Laatste 40 jaar geen plantresten	Afname: -0.3522% daling humus/biomassa Jaren 50-60 gewasresten Vanaf jaren 80 mestresten Na 15 jaar geen initiële plantresten Laatste 40 jaar geen plantresten Zaagtandeffect veenmodule
Akkerbouw	Afname: -0.2266% Permanente daling humus/biomassa Bijna geen mest-resten Na 15 jaar geen initiële plantsresiduen meer	Afname: -0.1623% Permanente daling humus/biomassa Bijna geen mest-resten Na 15 jaar geen initiële plantsresiduen meer	Afname: -0.271% Permanente daling humus/biomassa Bijna geen mest-resten Na 15 jaar geen initiële plantsresiduen meer
Natuur	Toename: 0.1479% Permanente daling humus/biomassa aanvankelijk daling en daarna stijging van aandeel plantresten	Afname: -0.1994% Permanente daling humus/biomassa sinds 1960 stabiel verloop plantresten	Afname: -0.1663% Permanente daling humus/biomassa sinds 1960 stabiel verloop plantresten Zaagtandeffect veenmodule

5.2.2 Formulering van de organische stoftransformaties in ANIMO

In regionale en landsdekkende studies met ANIMO en in eerdere STONE versies werd de initieel aanwezige organische stof in de bodem toegekend aan een moeilijk afbreekbare organische pool. Het afbraakproduct uit deze pool werd omgezet naar humus/biomassa en bij de omzetting werd proportioneel evenveel opgeloste organische stof gevormd als bij de omzetting van makkelijk afbreekbare organische pools (zoals mest). Bij de vorming van STONE2.0 is er voor gekozen om de organische stof in zandgronden en kleigronden onder de wortelzone toe te kennen aan de humus/biomassa. Voor deze bodemlagen wordt een C/N quotiënt ingelezen, waardoor het N-gehalte in deze stabiele humuspool meestal lager is dan in de humus van de wortelzone. Het N-gehalte in de stabiele humus wordt berekend volgens:

$$N - \text{gehalte} = \frac{0.58}{C / N - \text{quotient}}$$

Het P-gehalte in de stabiele humus onder de wortelzone wordt berekend met een vaste N/P-verhouding. Hiervoor wordt de N/P-verhouding aangenomen van de humus die zich in de wortelzone bevindt.

Voor veengronden wordt een andere procedure gevolgd, gebaseerd op ervaringen van Rob Hendriks in enkele veenweide studies (ref). Veen wordt toegekend aan relatief moeilijk afbreekbare 'verse' organische stofpools, die kunnen worden omgezet naar humus/biomassa.

In bijlage 2 is een overzicht gegeven van de organische stofpercentages in de bodemlagen tussen wortelzone en één meter beneden maaiveld. Verder is in bijlage 2 een tabel gegeven van de C/N-verhoudingen zoals die in de bodemschematisering aan de verschillende grondsoorten is toegekend. Deze getallen zijn met de gemiddelde waarde voor droge bulkdichtheid omgerekend naar N-gehalte in kg per kubieke meter bodem. Hierin is te zien dat in de lichte kleigronden, de zware kleigronden en klei-op-zandgronden en vooral in de klei-op-eutroof veengronden nog aanzienlijke voorraden organisch gebonden stikstof voorkomen. De voorraden organisch gebonden fosfor zijn kleiner, maar de grondsoorten staan in ongeveer dezelfde verhouding tot elkaar.

In STONE2.3 wordt voor het beschrijven van de afbraaksnelheid van organische stof geen onderscheid gemaakt tussen zand- en kleigronden. De veengronden hebben wel een specifieke benadering door de toedeling aan pools. De resultaten van STONE2.3 wekken de indruk dat de mineralisatie in kleigronden hoger is dan in zandgronden (tabel 14). Hiervoor zou als reden kunnen gelden:

1. De voorraad aanwezige organisch gebonden stikstof en fosfor in kleigronden is hoger dan in zandgronden. Vooral de kleigronden met eutrofe veen in de diepere lagen hebben relatief hoge N- en P-voorraden.
2. In kleigronden is de pH hoger dan in zandgronden. Daardoor zijn in ANIMO de processnelheden in kleigronden hoger dan in zandgronden.

Op grond van literatuur is in kleigronden een lagere mineralisatiesnelheid dan in zandgronden te verwachten. Verschillende auteurs maken melding van het effect van klei/silt gehalte van de grond op de afbraaksnelheid van organische stof (Parton et al., 1988; Hassink, 1992; Riffaldi et al., 1996). Hassink en Whitmore (1997) en Whitmore (2007) hanteren het concept van fysische protectie van een deel van de organische stof in kleigronden. De mate waarin een dergelijke bescherming plaats vindt is in hun benadering mede afhankelijk van de voorraad organische stof in de bodem. In het SUNDIAL-model is het kleigehalte van invloed op de assimilatie/dissimilatie verhouding verdeling van de organische stofafbraak. Naarmate het kleigehalte hoger is, neemt de dissimilatie van organische stof af, wat resulteert in een vermindering van materiaalverlies. Daarentegen blijft de omzettingssnelheid van vers materiaal naar bodem-organische stof onaangetast en hoopt zich meer materiaal op in deze pools.

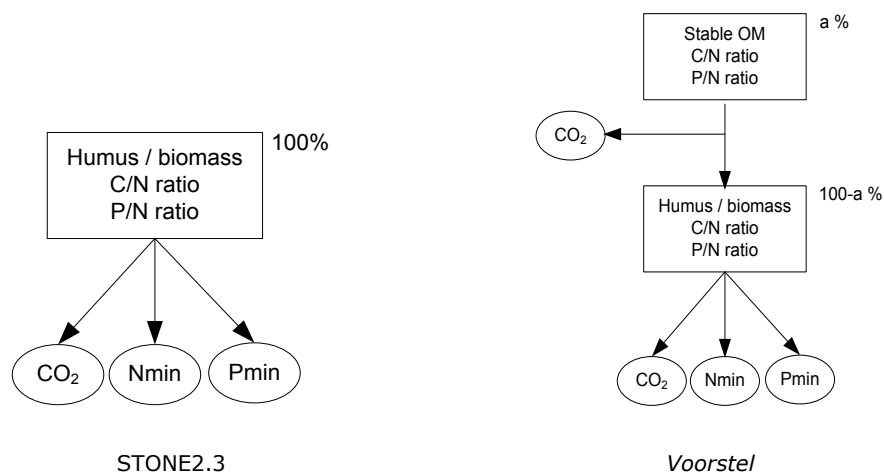
Het Daisy model vertoont voor wat betreft de beschrijving van de organische stofkringloop enige overeenkomst met ANIMO, alhoewel in Daisy meer pools worden onderscheiden. In het Daisy model (<ftp://ftp.dina.kvl.dk/pub/daisy/DaisyDescription.pdf>) wordt een relatie verondersteld voor de reductie

van de potentiële afbraaksnelheid als functie van het kleigehalte. Tussen een kleigehalte (gr klei per gr bodemmateriaal) van nul en 25% neemt de afbraaksnelheid lineair af met het kleigehalte. Bij een gehalte van 25% neemt de afbraaksnelheid een waarde aan die de helft is van de potentiële afbraaksnelheid. Boven een kleigehalte van 25% is de afbraaksnelheid constant.

5.3 Voorstellen voor verbetering organische stofkringloop

Op grond van het processchema van de organische stofomzettingen en de resultaten van rekenexperimenten doen we een aantal voorstellen voor de verbetering van de organische stofkringloop:

1. De transformatiesnelheid van de stabiele organische stof in de bodem wordt mede afhankelijk gemaakt van het kleigehalte, op dezelfde manier waarop dat in het Daisy-model is beschreven.
2. In het STONE-model wordt de C/N-verhouding en daarmee ook de C/P verhouding van de bodem dieper dan 1 meter voor alle plots op 30 gesteld. De pH-KCl krijgt voor de bodem dieper dan 1 meter de waarde toegekend van de bodemlaag tussen 50 cm en 100 cm beneden maaiveld (laatste laag van de bovengrond). Voorgesteld wordt om deze grove aanpak te verfijnen:
 - a. C/N-ratio's afleiden van de karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch chemische kenmerken (De Vries, 1999; in SC-rapport 654) door per geologische afzetting een waarde voor de C/N ratio toe te kennen.
 - b. pH-waarden afleiden van de studie van Griffioen et al. uit 2006.
3. De toedeling van initieel aanwezige organische stof in de bodem wordt herzien.



Figuur 21 Verloop van de voorraad organische stof in pools onder grasland als functie van de tijd berekend met STONE2.3.

In STONE2.3 werd onder de wortelzone de complete voorraad organische stof toegekend aan de humus/biomassa pool. Deze pool is de laatste in de serie van twee of drie in serie geschakelde pools (figuur 23). Dat betekent dat transformatie per definitie leidt tot een afname van de voorraad. Het resultaat van de dissimilatie zijn de eindproducten in de vorm van CO₂, Nmin en Pmin. Door de organische stof gedeeltelijk toe te delen aan een pool 'stabiele organische stof' en de C/N ratio van deze pool zodanig te kiezen dat bij de omzetting naar humus / biomassa behoud van stikstof plaats vindt, zal bij dezelfde processnelheid minder organisch gebonden N en P mineraliseren. De verklaring hiervan is dat de omzetting van 'stabiele organische stof' naar humus/biomassa gepaard gaat met dissimilatie, het complement daarvan is de assimilatie. De assimilatiefactor (asfa?) is het deel van de oorspronkelijke organische stof dat wordt omgevormd tot humus / biomassa. Stel dat de assimilatiefactor 25% bedraagt en de C/N verhouding in de humus / biomassa pool is 12. Bij een C/N-verhouding van 48 (12/0.25) in de stabiele organische stof-pool zal alle stikstof van deze pool worden geïncorporeerd in de humus/biomassa pool.

Een complicerende factor tot dusver was dat in het ANIMO-model bij de omzetting van de pool stabiele organische stof ook een deel in oplossing ging. Deze 'solubilization' was voor alle fracties gelijk. In de nieuwe versie van ANIMO4.1 kan deze 'solubilization' per fractie worden ingesteld, wat de mogelijkheid biedt om voor de 'stabiele organische stof-pool' deze fractie op nul te zetten of een heel kleine waarde toe te kennen. In deze initialisatie-aanpak moet erop gelet worden dat de combinatie van beide pools leidt tot een C/N-verhouding die overeenkomt met de waarde uit de bodemschematisering / geochemische schematisering van de ondergrond:

$$a \frac{(C/N)_{hu}}{asfa} + (1-a)(C/N)_{hu} = 100\% (C/N)_{invoer}$$

Hieruit is a te berekenen als: $a = 100\% \left[\frac{(C/N)_{invoer} - 1}{(C/N)_{hu} - 1} \right] \left[\frac{1}{asfa} - 1 \right]$

Stel dat $asfa=0.25$ en $(C/N)_{hu}=12$, dan is: $a = 100\% [0.028(C/N)_{invoer} - 0.33]$. Een waarde van $(C/N)_{hu}=30$ leidt dan tot $a=50\%$. Bij een verdeling van 90% in de stabiele organische stof-pool en 10% in de humus/biomassa pool, en een assimilatiefactor van 0.4, een waarde van $(C/N)_{hu}=12$ zou de gemiddelde waarde voor C/N 28.2 bedragen en zou de mineralisatiesnelheid van stikstof 61% lager liggen dan de afbraaksnelheid van organisch koolstof.

4. Overwogen moet worden om de in historische runs, na 1971 toen maïs werd geïntroduceerd en voor 2000, het fenomeen van wisselbouw tussen grasland en maïs op de zandgronden tot uitdrukking te brengen in bemesting, gewasopname en gewasresten. Een procedure hiervoor moet voldoen aan behoud van massa voor mestgiften op het niveau van mest-regio's.
5. In STONE2.0 t/m STONE2.3 werd de fosfaatgift met dierlijke mest onderverdeeld in 90% in de minerale vorm en 10% in de organische vorm. Deze verhouding is gebaseerd op gegevens en inzichten uit de jaren zeventig. Uit schaarse literatuurbronnen blijkt dat er een variatie in deze verhouding zit en dat een verhouding van 80% in de minerale vorm en 20% in de organische vorm ook goed verdedigbaar is.

5.4 Aanpassing parameters

Om de versie consistent te maken met de versie van STONE voor het onderzoek naar de Toetsdiepte van nitraat (Groenendijk et al., 2008) en na een aantal rekenexperimenten is besloten de volgende aanpassingen door te voeren:

- De toedeling van initieel organische stof voor 50% aan humus/biomassa en voor 50% aan oude resistente organische stof.
- De aanpassing van de eigenschappen van de fracties die oude resistente organische stof beschrijven.
- De aanpassing van assimilatie/dissimilatie factoren van externe gewasresten gras in zandgronden van 0.1 naar 0.2.
- De aanpassing van de afbraaksnelheden van de pools met gewasresten van maïs en akkerbouw op klei/löss/veen/zand van 10.0 en 0.6 naar 2.0 en 0.22.
- De aanpassingen van de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof, gedifferentieerd naar bodem en landgebruik. Deze parameters stond in STONE2.3 op 30 d^{-1} , maar is na aanpassing:
 - Grasland op klei/löss/zand: 30 d^{-1}
 - Grasland op veen: 10 d^{-1}
 - Maïs akkerbouw op klei: 15 d^{-1}
 - Maïs akkerbouw op löss, veen en zand: 10 d^{-1}

De toe- of afname over de periode 1986-2015 wordt in Tabel 14 vergeleken met de resultaten van STONE2.3. De vermelde percentage zijn relatieve afnames van de organische stofpool, en zijn nog niet verrekend met het organisch stofpercentage van de bodem.

Tabel 14

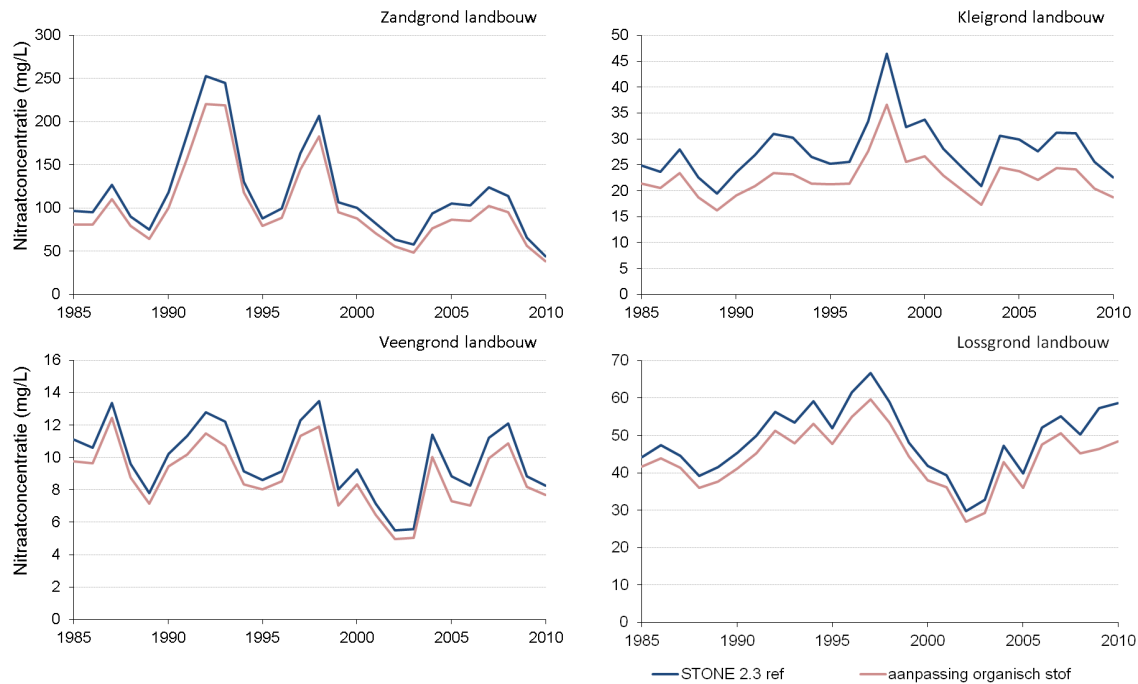
Samenvatting van tendensen van het organische stofgehalte in de wortelzone zoals gesimuleerd met STONE2.3.

Grondsoort	Gewas	Modelversie	
		STONE2.3	Aangepaste parameterisering
Zand	Mais	-0.139%	-0.0528%
	Akkerbouw	-0.2266%	-0.1233%
Klei	Mais	-0.0812%	-0.0099%
	Akkerbouw	-0.1623%	-0.0741%

Door de gewijzigde initialisatie zou de afname van het organisch stofgehalte onder mais langzamer verlopen: 2,5 tot 8 maal zo langzaam. Onder akkerbouw zou de afname 1,8 tot 2,2 zo langzaam verlopen.

5.5 Effect op nitraatconcentraties

De aanpassingen van de parameterinstellingen van de organische stofdynamiek zijn beoordeeld over hun effect op de concentratie van nitraat in het bovenste grondwater (Figuur 22).



Figuur 22 Nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en van deze versie na aanpassing van de organische stofverdeling en parameterisering.

Voor alle gronden is een verlaging te zien van de nitraatconcentratie. Voor de zandgronden is de absolute verlaging van de concentraties het grootst en voor de kleigronden is de relatieve verlaging van de concentraties het grootst (Tabel 15). Het patroon van de nieuw berekende nitraatconcentraties vertoont grote overeenkomst met het patroon van resultaten van de Referentie. De verlaging is min of meer constant in de tijd.

In Tabel 15 kunnen de percentages niet worden opgeteld tot een groepsgemiddeld getal, omdat het percentages van de verhoging zijn die allen ten opzichte van een eigen uitgangswaarde zijn bepaald.

De getallen geven wel een indruk voor welke gewas-bodemcombinatie de relatieve afname van de nitraatconcentratie het grootst is.

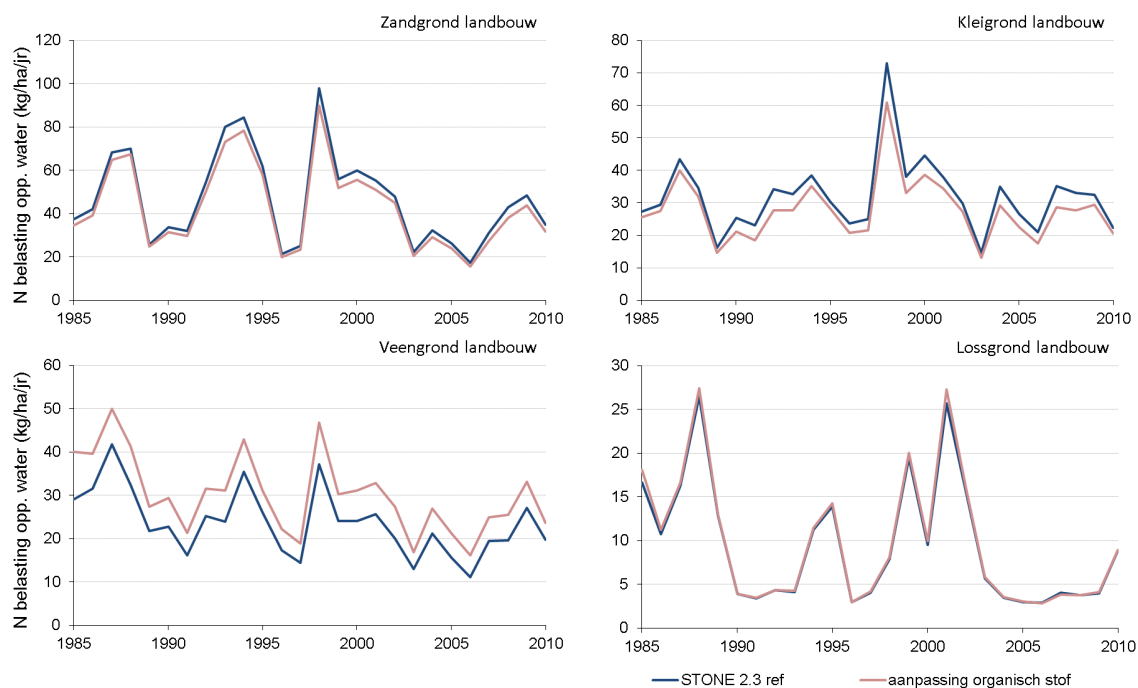
Tabel 15

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe parameterisering voor de organische stofdynamiek in de bodengrond in STONE t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Grondsoort				
	Zand	Klei	Veen	Löss	Alle gronden
Akkerbouw	-13.9%	-23.3%	-16.1%	-13.4%	-17.7%
Gras	-13.6%	-12.1%	-7.9%	-7.3%	-13.3%
Snijmaïs	-12.3%	-11.3%	4.7%	-9.3%	-12.1%
Gras+Snijmaïs	-13.2%	-11.9%	-5.9%	-7.7%	-12.9%
Gemiddeld	-13.3%	-19.4%	-9.9%	-10.1%	-14.3%

5.6 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Het effect van de aanpassingen van de parameters van de organische stofdynamiek op de N-belasting van het oppervlaktewater is grafisch weergegeven in Figuur 23 voor de verschillende hoofdbodentypen.



Figuur 23 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater uit landbouwgronden op zandgrond, kleigrond, veengrond en lossgrond van de Referentie en van deze versie na aanpassing van de organische stofverdeling en parameterisering.

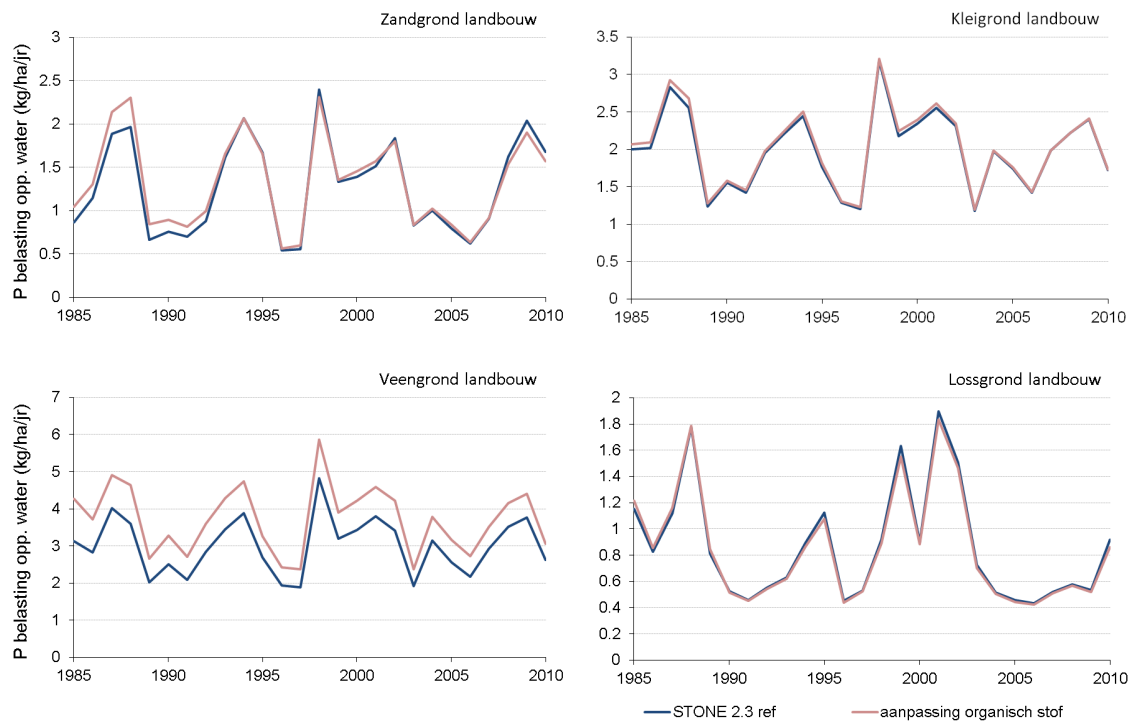
De grootste veranderingen als gevolg van de gewijzigde parameterinstelling doen zich voor in de veengronden. Voor deze gronden lijkt de toename van de N-belasting van het oppervlaktewater min of meer constant te zijn met de tijd, terwijl voor de zandgronden en de kleigronden de verandering (afname) zich voordoet in de meeste jaren, maar niet in alle jaren. Gemiddeld over de periode 1985 - 2010 bedraagt de afname voor de zandgronden 8%, voor de kleigronden 13% en voor de veengronden wordt een toename berekend van 27% (Tabel 16). Voor de snijmaïs wordt op de kleigronden een toename berekend van 8%, terwijl de andere gewassen een afname laten zien.

Tabel 16

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 door het toepassen van de nieuwe parameterisering voor de organische stofdynamiek in de bovengrond van STONE t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	-7.2%	-17.2%	7.1%	-12.6%	16.6%	4.2%	16.1%	7.5%
Gras	-10.3%	-7.5%	30.9%	-3.7%	-11.1%	-3.2%	25.5%	4.4%
Snijmaïs	-1.4%	7.9%	27.0%	0.6%	21.8%	19.8%	12.4%	20.0%
Gras+Snijmaïs	-7.6%	-5.9%	30.6%	-2.7%	-0.2%	-1.5%	24.4%	7.2%
Gemiddeld	-7.5%	-12.9%	26.7%	-6.4%	3.6%	1.8%	23.3%	7.3%

Voor de zandgronden is de toename van de P-belasting van het oppervlaktewater van 1992 heel gering. Alleen in de periode 1985 t/m 1992 is er sprake van een hogere P-uitspoeling. Dit geldt ook voor de kleigronden. Tussen de gewassen is wel een duidelijk verschil te zien. Onder snijmaïs en akkerbouw neemt de P-uitspoeling toe, terwijl onder grasland de P-uitspoeling afneemt (Tabel 16).



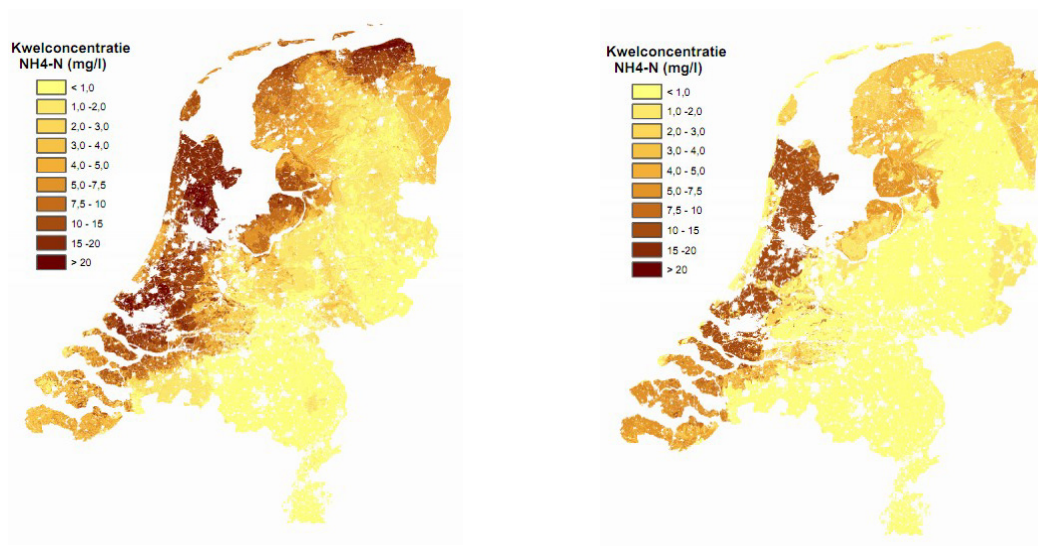
Figuur 24 Fosforbelasting van het oppervlaktewater uit landbouwgronden op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en van deze versie na aanpassing van de organische stofverdeling en parameterisering.

Door de wijziging van de parameters neemt de P-uitspoeling vanuit de veengronden toe met 23%. Het betreft een verhoging die min of meer constant is in de tijd (Figuur 24). Voor de lössgronden wordt geen verandering van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater berekend als gevolg van de gewijzigde parameters.

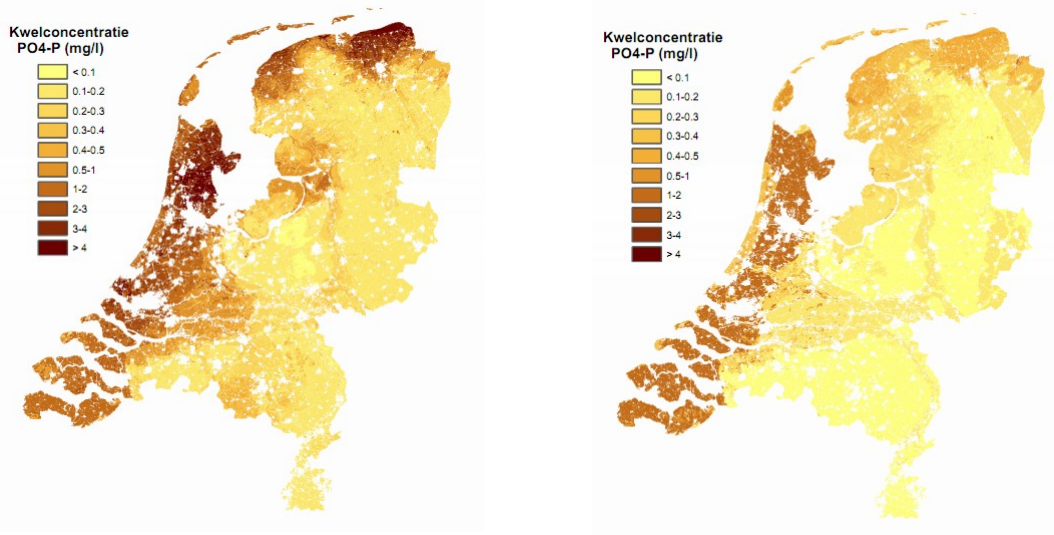
6 Aanpassing randconcentraties

6.1 Aanpassingen

De kwelconcentraties in STONE2.3 zijn gebaseerd op gepubliceerde gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwater en uit een studie van Griffioen et al. (2000) voor West-Nederland. Deze cijfers zijn in 2003 afgeleid voor STONE2.1. Voor een nieuwe versie van STONE zijn meer gegevens en actuelere gegevens voorhanden en kunnen de gegevens op een meer verantwoorde manier aan de STONE-plots worden toegekend. De basis hiervoor is de studie van Griffioen et al., 2006. In deze studie zijn NH_4^- en PO_4^- concentraties in grondwater afgeleid voor de zgn. Geotop-gebieden. De gemiddelde $\text{NH}_4\text{-N}$ concentraties in (grondwater / kwelwater) voor Nederland zijn in de studie van TNO lager dan in de invoer van STONE2.3 (gem. 2,46 t.o.v. 4,29 mg L^{-1}). Voor de fosforconcentraties worden in de TNO-studie eveneens gemiddeld lagere concentraties gevonden (0,34 mg L^{-1} t.o.v. 0,68 mg L^{-1})



Figuur 25 $\text{NH}_4\text{-N}$ kwelconcentraties (mg L^{-1}) in STONE2.3 (links) en kwelconcentraties bij versleuteling van de in Griffioen et al. (2006) gepresenteerde waarden (rechts).



Figuur 26 PO₄-P kwelconcentraties (mg L⁻¹) in STONE2.3 (links) en kwelconcentraties bij versleuteling van de in Griffioen et al. (2006) gepresenteerde waarden (rechts).

Zowel voor stikstof als voor fosfor worden de hoogste stikstofconcentraties gevonden in West Nederland.

Een verklaring voor de lagere concentraties in de TNO studie t.o.v. STONE2.3 is:

1. Er zijn meer meetpunten zijn meegenomen.
2. Per geohydrologische eenheid is een mediane waarde bepaald. Uitschieters beïnvloeden het landelijk beeld niet meer.

Behalve ammonium en fosfaat wordt aan het kwelwater ook een concentratie toegekend voor opgelost organische stof, opgeloste organisch gebonden stikstof en fosfor en nitraat.

De waarde voor de DOM-concentraties in het grondwater zijn afgeleid uit publicaties van Frapporti et al. (1993) en Fest et al. (2007). Door Fest et al. worden de volgende DOC-concentraties vermeld:

- 5.2 mg L⁻¹ in ondiep grondwater onder landbouw op zandgrond
- 2.7 mg L⁻¹ in ondiep grondwater onder natuur op zandgrond
- 2.6 mg L⁻¹ in diep grondwater onder landbouw op zandgrond
- 1.8 mg L⁻¹ in diep grondwater onder natuur op zandgrond

Voor veenpakketten worden de waarden voor DOM en DON van Hendriks et al. (2012) overgenomen. Voor de andere gronden is een factor tussen DOM en DON verondersteld van ca. 20.

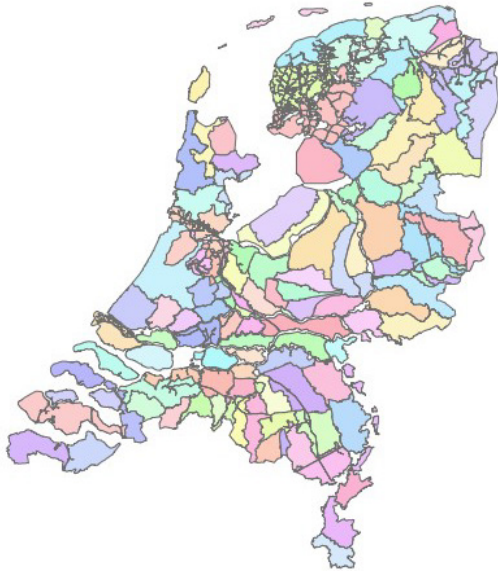
Nitraat in het kwelwater speelt nagenoeg geen rol. Als kwel optreedt, bevat het kwelwater nagenoeg geen nitraat. Om toch een waarde mee te geven is een lage waarde geschat van 5% maal de ammoniumconcentratie. Voor opgelost organisch fosfaat is een constante verhouding tot PO₄-P aangenomen van 0.4.

Oppervlaktewater wordt niet gemodelleerd in STONE. Toch is het oppervlaktewater van belang voor STONE:

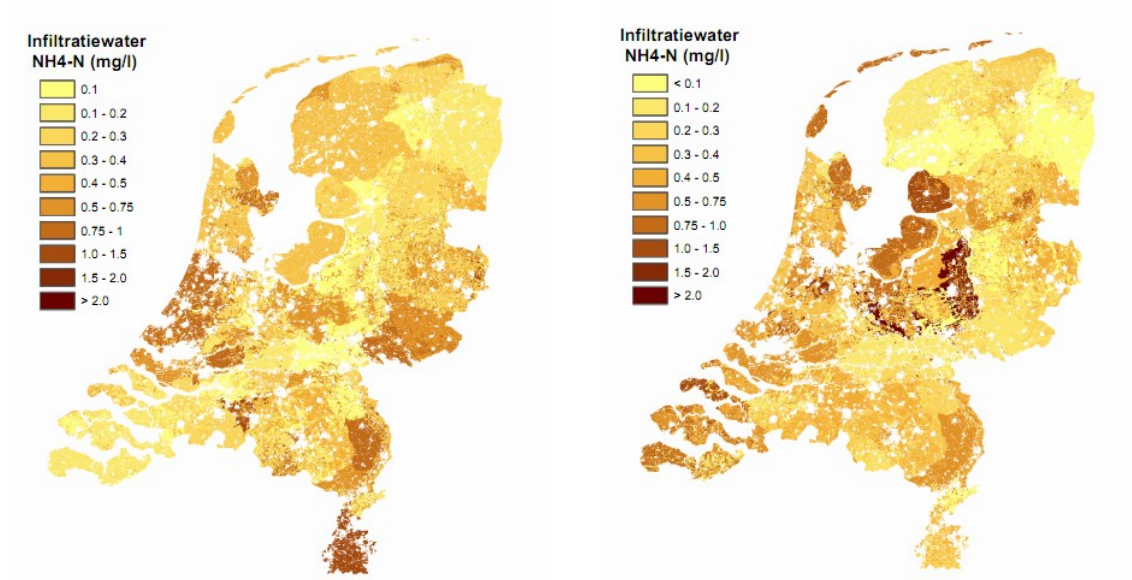
- De belasting van het oppervlaktewater: in STONE wordt de vracht naar het oppervlaktewater uitgerekend door de laterale waterflux naar het oppervlaktewater, als functie van de diepte, te vermenigvuldigen met de concentratie als functie van de diepte.
- Als randconcentratie: in peil-beheerste gebieden treedt in het zomerseizoen regelmatig 'sub-surface' infiltratie op. Aangevoerd water treedt het bodemprofiel binnen en voert tevens stoffen mee. De concentratie van deze stofstroom wordt in STONE opgelegd.

Voor het schatten van de nutriëntenconcentraties van het infiltratiewater voor de STONE-plots wordt gebruik gemaakt van waterkwaliteitsgegevens die in het kader van de 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' zijn verzameld en opgeslagen in een database.

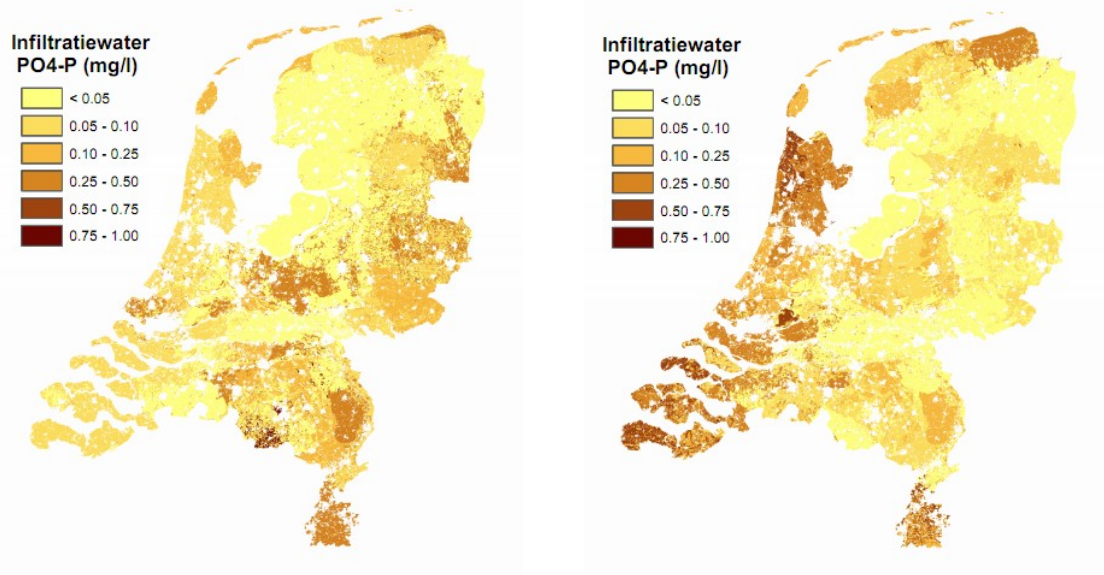
Voor de Ex-ante evaluatie is Nederland onderverdeeld in 122 stroomgebieden die op basis van hydrologische grenzen zijn vastgesteld en waarvoor water- en stoffenbalansen zijn opgesteld. In samenwerking met het waterschap zijn voor de 122 stroomgebieden meetpunten geselecteerd en kwaliteitsgegevens (stikstof en fosfor) aangeleverd.



Figuur 27 Indeling stroomgebieden in het kader van de Ex-ante evaluatie landbouw en KRW (Van Boekel et al., 2012).



Figuur 28 $\text{NH}_4\text{-N}$ concentraties (mg L^{-1}) van het infiltratiewater in STONE2.3 (links) en de aangepaste schematisering (rechts).



Figuur 29 PO₄-P concentraties (mg/l) van het infiltratiewater in STONE-2.3 (links) en de aangepaste schematisering (rechts).

6.2 Effect op nitraatconcentraties

De aanpassing van de randconcentraties heeft voor de concentratie van nitraat zeer geringe gevolgen. De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater komen tot stand door de uitspoeling van het neerslagoverschot en het zich daarin bevindende nitraat dat is gevormd vanuit het stikstofoverschot. Kwelwater en infiltrerend oppervlaktewater hebben geen effect op het nitraatgehalte in het ondiepe grondwater (Tabel 17)

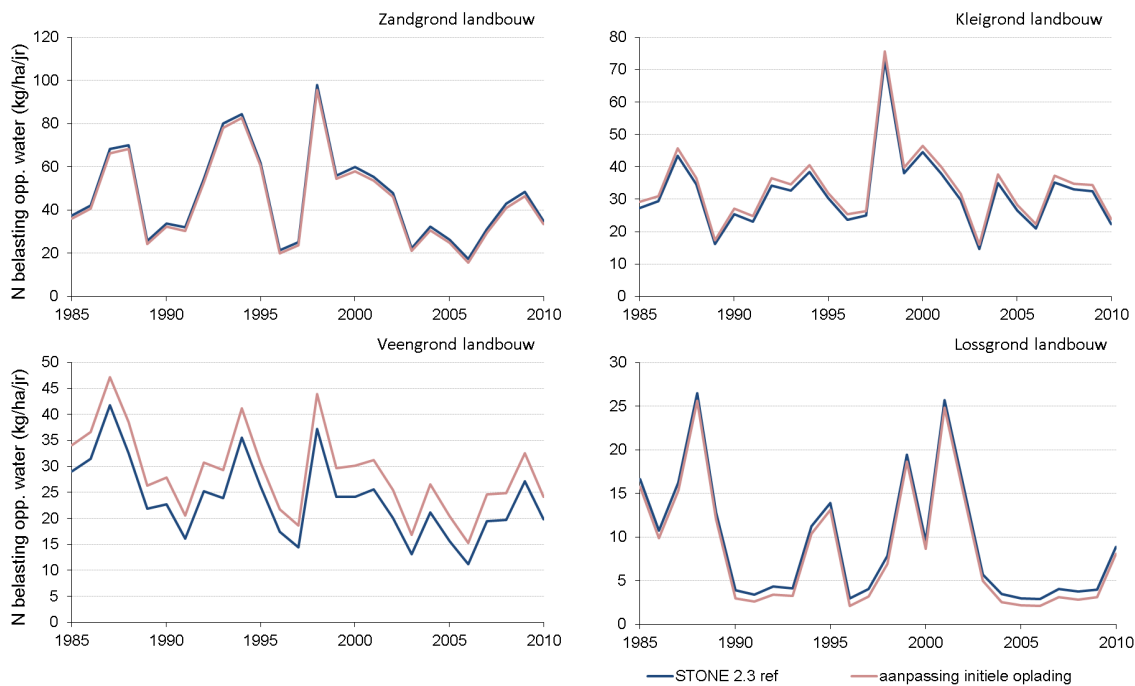
Tabel 17

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van nieuwe waarden voor randconcentraties t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Grondsoort				
	Zand	Klei	Veen	Löss	Alle gronden
Akkerbouw	-0.0%	3.0%	-0.1%	-0.2%	1.2%
Gras	-0.1%	0.5%	-4.1%	-0.6%	-0.1%
Snijmaïs	-0.1%	-0.5%	-0.2%	-0.1%	-0.1%
Gras+Snijmaïs	-0.1%	0.4%	-3.5%	-0.5%	-0.1%
Gemiddeld	-0.1%	2.1%	-2.2%	-0.4%	0.3%

6.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Het effect van de aangepaste concentraties op de N- en P-belasting van oppervlaktewater is beoordeeld door een vergelijking met de uitspoeling die wordt berekend met de Referentieversie (Figuur 30, Figuur 31 en Tabel 8).



Figuur 30 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater uit zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw van de Referentie en deze versie met de aanpassing van randconcentraties.

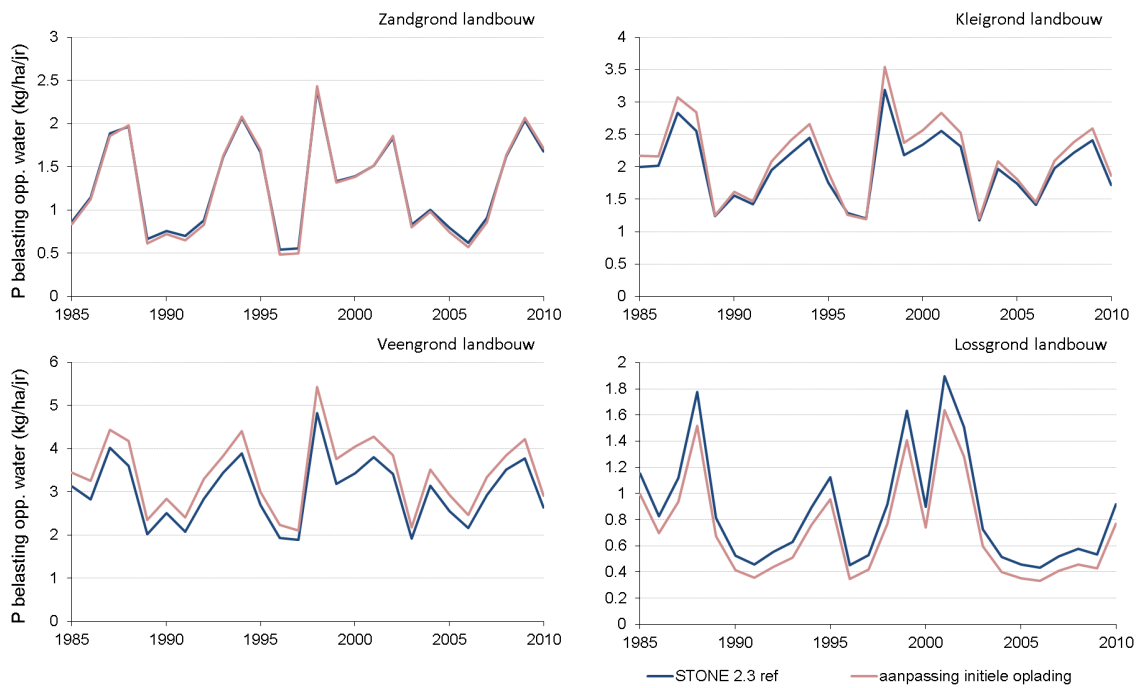
De aangepaste randconcentraties hebben alleen effect op de N-belasting van het oppervlaktewater uit veengronden. Voor de andere grondsoorten wordt slecht een heel klein effect berekend. Gemiddeld over de periode 1985 - 2010 neemt voor de veengronden de N-belasting met ca. 22% toe. Voor de kleigronden wordt berekend dat de N-belasting van het oppervlaktewater met 6% toeneemt. In Figuur 30 is te zien dat de verandering continue is in de tijd.

Tabel 18

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater uit zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw van de Referentie en deze versie met de aanpassing van randconcentraties.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	-1.7%	9.2%	17.8%	5.6%	6.8%	9.9%	5.9%	8.9%
Gras	-4.7%	0.9%	23.9%	0.7%	-5.4%	3.5%	16.8%	5.3%
Snijmaïs	-3.1%	-7.8%	6.1%	-3.2%	0.4%	1.1%	-8.7%	-1.0%
Gras+Snijmaïs	-4.2%	0.0%	22.5%	-0.2%	-3.5%	3.3%	14.5%	4.2%
Gemiddeld	-3.6%	5.7%	21.8%	2.0%	-1.1%	7.2%	13.5%	5.9%

De aanpassing van de randconcentraties heeft voor de P-belasting van het oppervlaktewater uit de zandgronden nauwelijks gevolgen. Het overgrote deel van de P-uitspoeling is afkomstig uit de huidige P-overschotten en uit de in de bovengrond opgehoopte voorraad door overbemesting in het verleden. Voor de klei- en de veengrond is wel een effect zichtbaar. Berekend wordt dat gemiddeld over de periode 1985 - 2010 de P-uitspoeling uit klei- en veengronden met 7% en 14% toeneemt. Voor de kleigronden wordt berekend dat de toename vooral plaats vindt in de natte jaren met grote waterafvoer en bij de veengronden is er sprake van een continue verhoging van de P-uitspoeling.



Figuur 31 Fosforbelasting van het oppervlaktewater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en deze versie met de aanpassing van randconcentraties.

De geringe verlaging van de P-uitspoeling uit lössgronden is toe te schrijven aan lagere achtergrondwaarden van ortho-fosfaat in het grondwater. Bedacht moet worden dat in de STONE-schematisering een groot deel van het lössgebied geen direct contact heeft met het oppervlaktewater. De veronderstelde gebiedsgemiddelde P-belasting van het oppervlaktewater van $0.3 - 1.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ is na de genoemde aanpassing waarschijnlijk nog steeds te hoog.

7 Parameterisering van de P-respons van grasland, akkerbouw- en groentegewassen

7.1 Aanpassingen

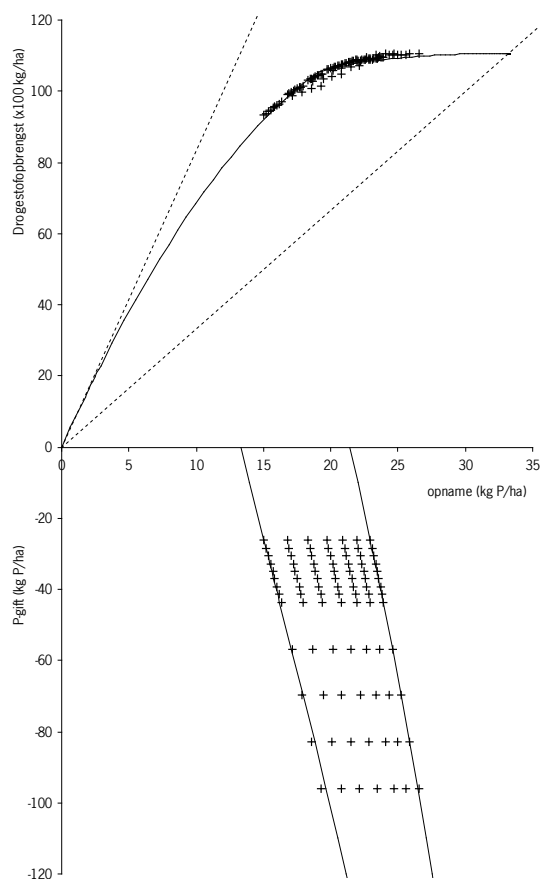
7.1.1 Aanleiding

In STONE wordt de N-opname door gewassen beschreven via de modules Quadmod en Mebot-STONE die de relaties beschrijven tussen N-gift, N-opname en drogestofopbrengst (Ten Berge et al., 2000; Schreuder et al., 2008). De opname van P werd tot nu toe berekend via vaste P-gehalten in het gewas. Hiermee werd verondersteld dat de P-opname onafhankelijk is van de P-beschikbaarheid. Deze vereenvoudigde aanname is verdedigbaar bij de huidige hoge P-toestanden in de Nederlandse landbouw. Voor berekeningen van toekomstige scenario's is het echter ook gewenst om de P-opname in afhankelijkheid van de P-toestand te berekenen. Om de ecologische kwaliteit van de oppervlaktewateren te verbeteren is een afname van de uitspoeling van fosfaat uit landbouwgronden nodig. In het Vierde Actieprogramma wordt daarom gesproken over fosfaatgebruiksnormen vanaf 2015 gericht op evenwichtsbemesting of op een negatief fosfaatoverschot op gronden met een verhoogde fosfaattoestand.

7.1.2 Aanpak

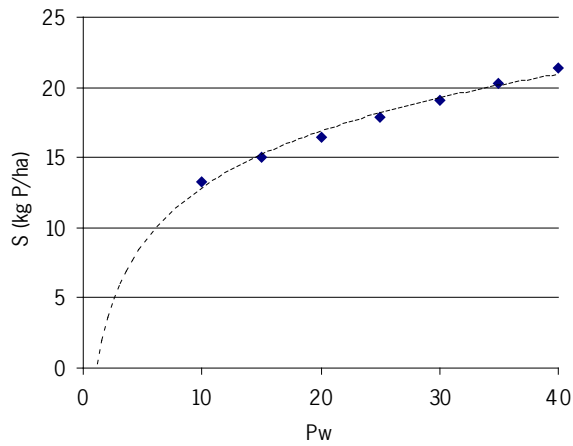
De module Quadmod, die eerder alleen voor N de relaties tussen gift, opname en drogestofopbrengst beschreef, is nu ook voor P geparameteriseerd. Aanvullend aan de werkwijze bij N is de beschrijving van de P-opname uit de bodem zonder bemesting in afhankelijkheid van de P_w (akkerbouw- en vollegrondsgroentengewassen) of P-AI (grasland) beschreven met een logaritmische curve. De parameterisering van Quadmod voor akkerbouw- en vollegrondsgroentengewassen is uitgevoerd voor de volgende gewassen: consumptieaardappelen, pootaardappelen, zetmeelaardappelen, suikerbieten, zaaiuien, wintertarwe, zomertarwe, zomergerst, korrelmaïs, graszaad, peen, stamslaboon, kool, prei, tulp en lelie. Hierbij is gebruik gemaakt van een uitgebreide verzameling gegevens van onderzoek en praktijk rondom fosforgehalten en fosfaatafvoercijfers van landbouwgewassen (Ehlert et al., 2009), samen met een overzicht van opbrengstderving voor de verschillende gewasgroepen uit het fosfaatbemestingsadvies wanneer anders wordt bemest dan het bemestingsadvies (Ehlert et al., 2005).

Een voorbeeld voor aardappel is weergegeven in waarin een relatie tussen de fosforopname en de droge stofopbrengst en een relatie tussen de fosforopname en de P-gift is weergegeven.



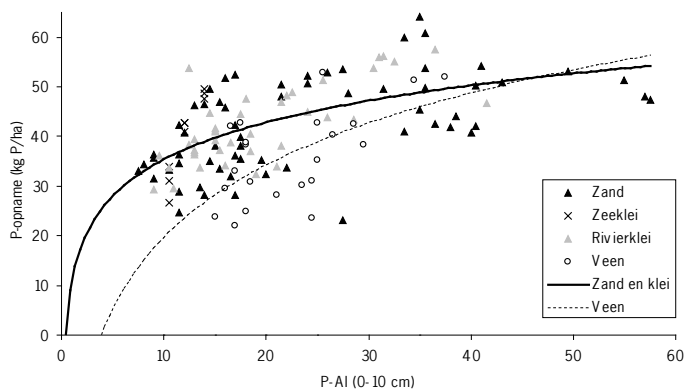
Figuur 32 Quadmod figuur voor consumptieaardappelen met de relatie tussen opbrengst aan droge stof en P-opname (bovenste helft van de figuur) en P-opname en P-gift (onderste helft) bij verschillende Pw-waarden. Datapunten zijn berekend uit tabel 2.3 en 2.4 van De Ruiter et al. (2010), gecombineerd met cijfers voor opbrengst en droge stofgehalte. De lijnen geven het verloop volgens Quadmod. In de onderste figuur zijn alleen de lijnen voor de laagste en hoogste Pw gegeven. Stippellijnen in de bovenste helft van de figuur geven minimale en maximale gehalten weer.

Met toenemende Pw neemt ook de P-opname vanuit de bodem toe, waarbij het verband tussen P-opname uit onbemeste bodem (S) en de Pw beschreven kan worden met een logaritmische functie (Figuur 33). Beschrijving met een kwadratische functie of lineaire functie gaf vergelijkbare correlatiecoëfficiënten, maar aangesloten wordt bij Ris en Van Luit (1973) die op basis van een groot aantal proeven een logaritmisch verband vonden werd tussen opbrengst en Pw, en een sterke daling van de opbrengsten tot nul bij lage Pw-waarden.



Figuur 33 Relatie tussen gewasopname uit de bodem zonder P-bemesting (S , in kg P/ha) en de P_w voor consumptieaardappelen: $S = 5.95 \cdot \ln(P_w) - 0.90$ ($r^2 = 0.98$). De maximale waarde voor S van consumptieaardappelen wordt in Quadmod gegeven door $Y_{max} \cdot P_{max} = 33,3 \text{ kg P ha}^{-1}$.

De parameterisering van Quadmod voor grasland is gebaseerd op een uitgebreide dataset van Van Middelkoop (Wageningen UR Livestock Research). Deze dataset bevat gegevens van maai- en weideproeven op verschillende locaties in de jaren 1989 t/m 2006 (tabel 6; Aarts et al., 2008). In de proeven zijn jaarlijks de bodems bemonsterd. Deze dataset bevat gegevens van maai- en weideproeven op verschillende locaties in de jaren 1989 t/m 2006. Opname van P uit de bodem wordt voor een belangrijk deel bepaald door de P-toestand van de bodem.



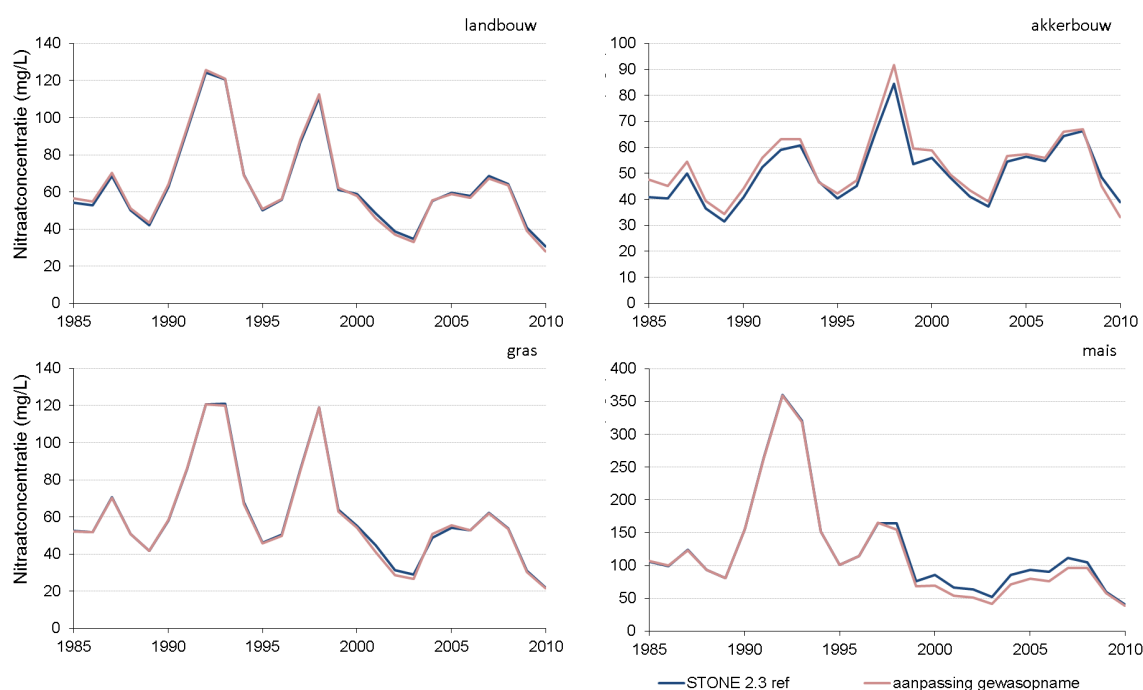
Figuur 34 Verband tussen P-opname en P-Al getal in afwezigheid van P-bemesting voor zand, zeeklei en rivierklei ($P\text{-opname} = 10,75 \cdot \ln(P\text{-Al getal}) + 10,64$) bij N-bemesting groter dan 350 kg/ha, en voor veen ($P\text{-opname} = 20,94 \cdot \ln(P\text{-Al getal}) - 28,46$) bij N-bemesting groter dan 200 kg/ha.

Met de aanvulling voor P wordt binnen Stone nu de opbrengst bepaald door N of door P. Als rekenregel wordt voorgesteld eerst vanuit de bodemvruchtbaarheid en bemesting en Y_{max} te bepalen welk element beperkend is voor de opbrengst (element A). De opbrengst van element A wordt aangehouden als gerealiseerde opbrengst. Voor het andere element (element B) dat niet opbrengstbeperkend is wordt de berekende afvoer aangehouden. Doordat de opbrengst door element A beperkt wordt, stijgt het gehalte van B in het gewas. Het gehalte B kan niet hoger worden dan het maximale gehalte. Wanneer het maximale gehalte bereikt wordt, wordt de afvoer van element B beperkt tot de door element A gelimiteerde opbrengst, vermenigvuldigd met het maximale gehalte van element B.

7.2 Effect op nitraatconcentraties

De mogelijke gevolgen van de aanpassing van de P-respons van de gewasopname op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater zijn beoordeeld door een vergelijking met de resultaten van de Referentie. In tegenstelling tot de andere thema's is de vergelijking niet uitgevoerd voor de hoofd-bodemsoorten maar voor de hoofd-gewastypen. Voor grasland en snijmaïs is alleen in beperkte periode een effect te zien van de aanpassing van de QUADMOT-parameters. De oorzaak hiervan is dat de droge stofproductiecijfers in deze perioden zijn aangepast op basis van recente CBS-cijfers. In STONE2.3 werd de droge stofproductie vanaf 1998 of vanaf 2000 constant verondersteld op een gemiddeld niveau van de laatste paar jaar van de negentiger jaren. Deze cijfers zijn met de update van QUADMOT ook vernieuwd en leiden tot iets lagere waarden voor de nitraatconcentraties.

Voor akkerbouw doet zich gedurende bijna de gehele periode van 1985 - 2010 een verhoging van de nitraatconcentratie van het grondwater voor. Dit is toe te schrijven aan iets lagere N-overschotten doordat de droge stofproductie en daarmee de N-opname een iets hoger niveau heeft. Voor de areaal gewogen gemiddelde nitraatconcentratie onder landbouw grond heeft de aanpassing geen effect.



Figuur 35 Nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras en mais van de Referentie en deze versie met de aanpassing van de gewasopname.

Tabel 19 geeft de verandering van de nitraatconcentratie per gewas-bodemcombinatie weer. Voor akkerbouw op lössgrond wordt een verhoging van 19% berekend. Het aantal plots met akkerbouw op lössgrond is in de STONE-schematisering echter zeer klein en aan het de uitkomst van 19% verhoging mag geen waarde worden gehecht.

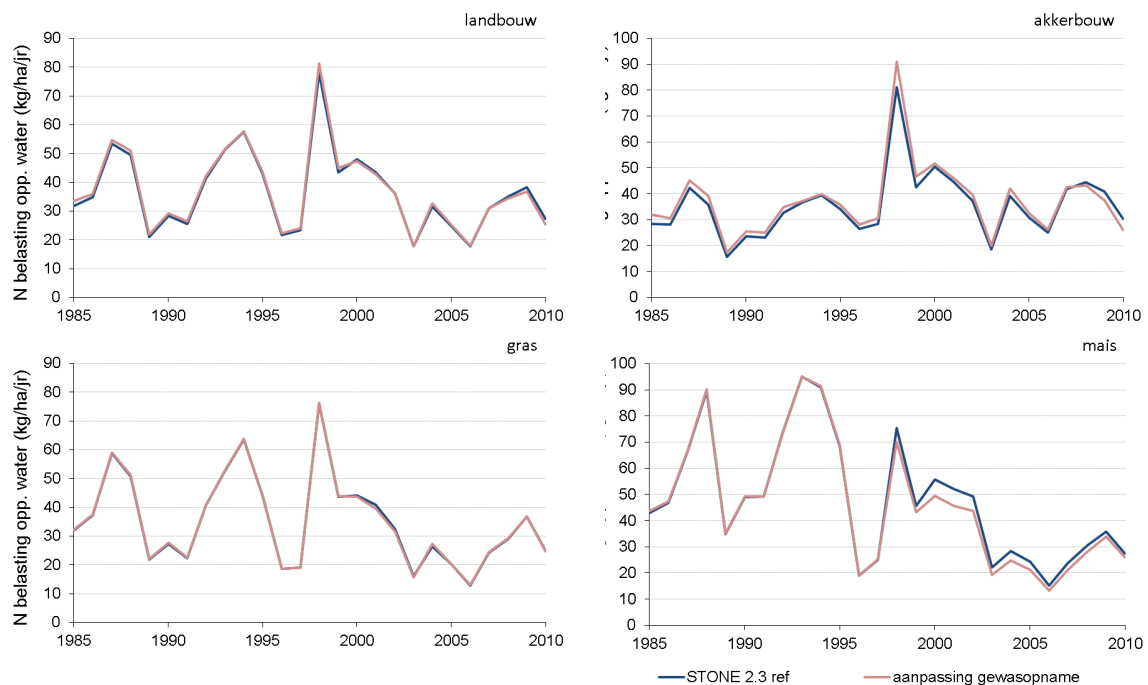
Tabel 19

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van randconcentraties t.o.v. de Referentieversie.

Gewas	Grondsoort				
	Zand	Klei	Veen	Löss	Alle gronden
Akkerbouw	1.9%	7.6%	2.2%	18.8%	4.4%
Gras	-0.9%	-0.5%	-0.1%	-0.6%	-0.8%
Snijmaïs	-4.6%	-4.3%	-4.7%	-0.9%	-4.6%
Gras+Snijmaïs	-2.2%	-1.0%	-0.8%	-0.6%	-2.0%
Gemiddeld	-1.3%	4.7%	0.3%	7.4%	-0.1%

7.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Het effect van de update en de uitbreiding van de QUADMED-module op de N- en P-belasting van het oppervlaktewater is weergegeven in Figuur 36, Figuur 37 en Tabel 20. De effecten op de N-uitspoeling naar het oppervlaktewater vertoont een beeld dat gelijk is aan het effect op de nitraatuitspoeling. Onder gras en maïs is de N-uitspoeling in bepaalde jaren iets lager en onder akkerbouw is over de gehele periode de N-uitspoeling iets hoger (5%).



Figuur 36 Stikstofbelasting van oppervlaktewater uit landbouwgronden, akkerbouw, gras en maïs van de Referentie en deze versie met de aanpassing van de gewasopname.

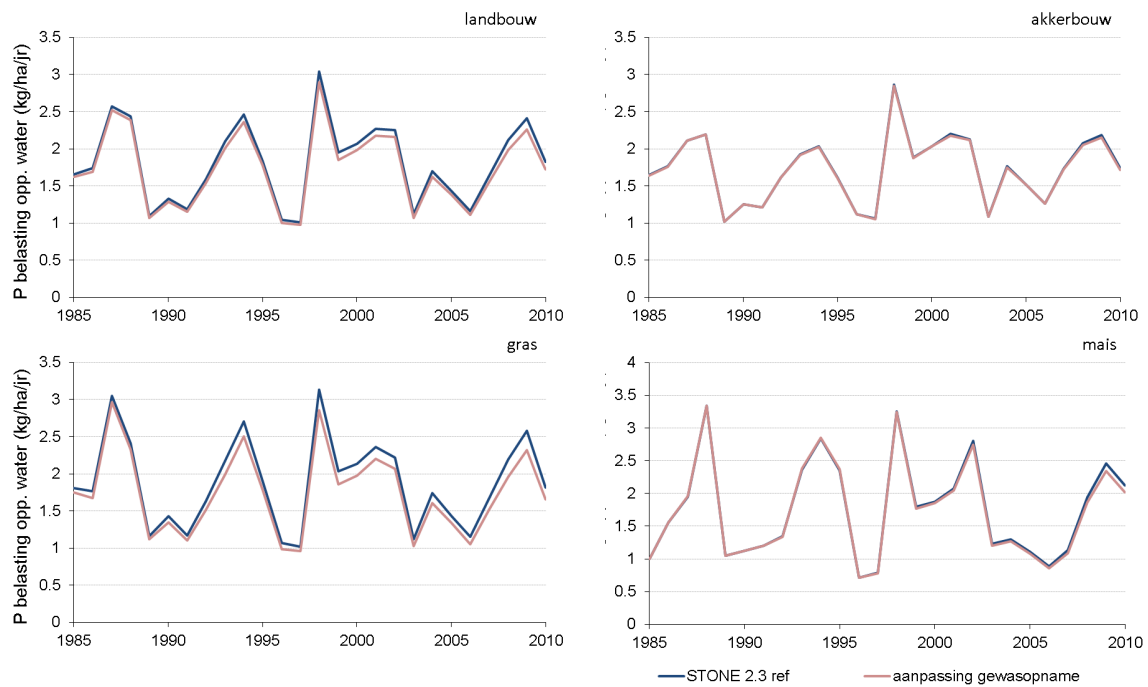
De aanpassingen en de update van QUADMED heeft voor de P-uitspoeling alleen effect voor grasland. Voor snijmaïs en voor akkerbouw is het effect zeer klein, maar voor grasland neemt de P-uitspoeling met gemiddeld 7% af (Tabel 20).

Tabel 20

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater uit zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw van de Referentie en deze versie met de aanpassing van de initialisatieprocedure.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	2.9%	5.7%	2.0%	4.6%	1.5%	0.0%	-9.5%	-0.5%
Gras	-0.8%	1.5%	1.7%	0.1%	-5.6%	-3.6%	-11.7%	-7.1%
Snijmaïs	-3.9%	-2.4%	-1.1%	-3.6%	-1.6%	1.1%	-2.3%	-1.4%
Gras+Snijmaïs	-1.8%	1.1%	1.5%	-0.7%	-4.3%	-3.3%	-10.9%	-6.1%
Gemiddeld	-0.7%	4.0%	1.6%	1.2%	-3.0%	-1.4%	-10.7%	-4.1%

Deze afname is alleen te verklaren door de verfijning van de beschrijving van de P-opname als functie van de P-bemesting en het PAL-getal van de bodem. Landelijk gemiddeld resulteert deze update en aanpassing in een afname van de P-belasting van het oppervlaktewater met 4% over de periode 1985 - 2010.



Figuur 37 Fosforbelasting van oppervlaktewater uit landbouwgronden, akkerbouw, gras en mais van de Referentie en deze versie met de aanpassing van de gewasopname.

8 Combinatie van aanpassingen

8.1 Aangepaste parameters

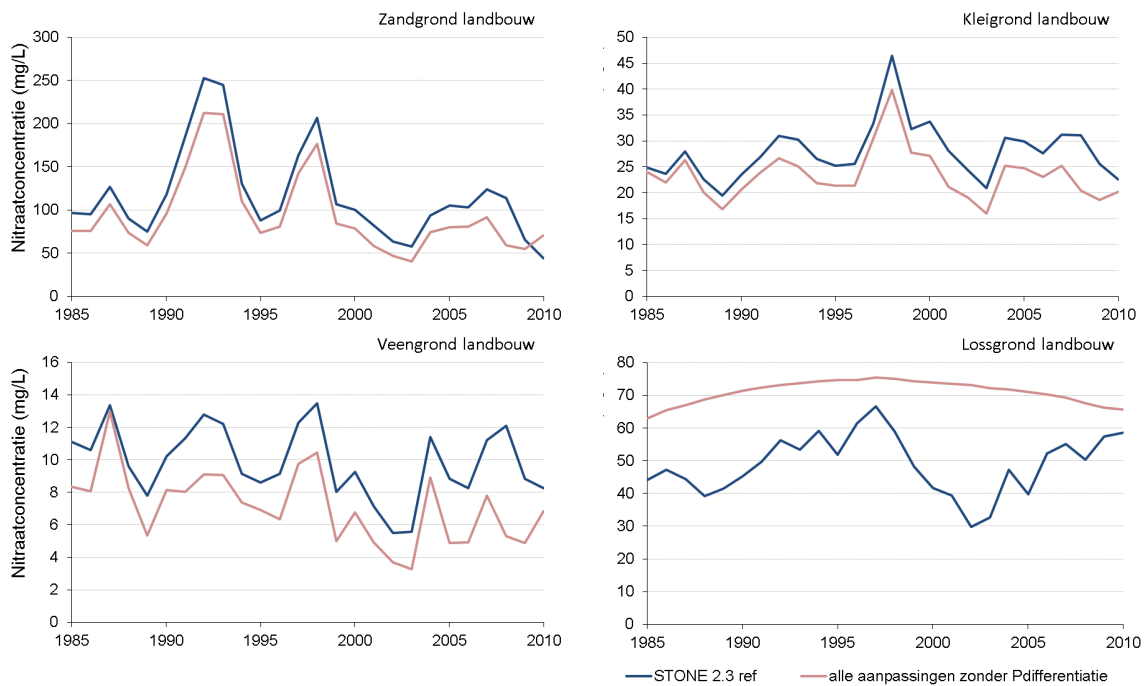
De tussenversie van STONE die ontstaat door de combinatie van alle aanpassingen die zijn beschreven in hoofdstuk 3 tot en met hoofdstuk 7 is vergeleken met de Referentie. Deze tussenversie wordt verder gebruikt in hoofdstuk 9 en 10 voor de vergelijking van het effect van P-gedifferentieerde mestgiften op basis van Pw- en PAL-getallen en voor de vergelijking van het effect van de kalibratie van enkele parameters aan de hand van een vergelijking van met STONE berekende nitraatconcentraties en metingen in het LMM. Een overzicht van de aanpassingen na het vaststellen van de Referentie:

- Hydrologische schematisering t.a.v. de berekening van gras en akkerbouw, de verdampingsparameters van natuur, de lengte van het verdampingsseizoen van akkerbouw, en de bepaling van de grondwatertrap aan de hand van grondwaterstandsreeksen.
- Aanpassingen in de modelcode van het SWAP-model.
- Aanpassingen van de bodemchemische en geochemische schematisering t.a.v. het organische stofgehalte, het $(AL+Fe)_{ox}$ -gehalte.
- Aanpassingen aan de verdeling van organische stof bij het begin van een modelrun met STONE, aanpassingen aan parameters van de pools met gewasresten en aanpassingen aan de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof.
- Aanpassingen van de achtergrondconcentraties in het bovenste grondwater, de concentraties van N en P in kwelwater en in infiltrerend oppervlaktewater.
- Een uitbreiding van de gewasopnamemodule met een beschrijving van de P-respons en een update van weerjaarafhankelijke droge stofopbrengsten tot en met 2010.

8.2 Effect op nitraatconcentraties

Het effect van de combinatie van de in Par. 8.1 genoemde veranderingen en updates op de nitraatconcentratie is weergegeven in Figuur 38 en Tabel 21. Het resultaat is dat de nitraatconcentraties in zandgronden, kleigronden en veengronden met landbouw lager zijn dan in de Referentie. De verlaging bedraagt ca. 18% voor de zand- en kleigronden en 28% voor de veengronden. De verlaging is vrijwel continue in de tijd.

Voor de lössgronden wordt een hogere nitraatconcentratie in het grondwater berekend. Het patroon wijkt sterk af van het verloop in de Referentie, dit hangt samen met de keuze van een andere hydrologische randvoorwaarde voor de löss-plots. Aangezien op de droge lössgronden de grondwaterstand zich op grote diepte bevindt en het grondwater model NAGROM dat ten grondslag ligt aan de hydrologie voor STONE (Van Bakel et al., 2008) Zuid-Limburg op grove wijze beschrijft, is besloten om voor deze plots een zgn. 'vrije drainage' onderrandvoorwaarde te kiezen. Dit leidt tot een ander verloop van de waterflux en vochtgehalten in de diepere bodem van de lössgronden met een ander verloop van nitraatconcentraties als gevolg. Opgemerkt wordt de bij de kalibratie en de verdere toepassing van het STONE-model de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de lössgronden geen rol meer speelt, maar dat de nitraatconcentratie van het bodemvocht tussen 1,5 en 3,0 meter diepte als beoordelingscriterium is gekozen.



Figuur 38 Nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de Referentie en van deze versie met de gecombineerde aanpassingen.

Het effect van de verschillende aanpassingen en het totale effect van de combinatie van de aanpassingen op de nitraatconcentratie is weergegeven in Tabel 21. Voor de zandgronden blijkt dat alle aanpassingen leiden tot een verlaging van de nitraatconcentratie, maar dat de aanpassingen van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond het grootste effect hebben gehad. Voor de kleigronden zou de aanpassing van de hydrologie en de randconcentraties geleid hebben tot hogere nitraatconcentraties, maar dit effect is volledig teniet gedaan door de andere aanpassingen. Ook voor de kleigronden heeft de aanpassing van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond het grootste effect gehad. Voor de veengronden heeft de aanpassing van de bodemchemie en de geochemie verreweg het grootste effect gehad op de nitraatconcentratie.

In de lössgronden is de aanpassing van de hydrologie de belangrijkste oorzaak van de toename van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. De oorzaak hiervan is hierboven beschreven.

Gemiddeld voor alle gronden hebben de aanpassingen geleid tot 18% lagere waarden voor de nitraatconcentratie, waarbij het grootste effect is veroorzaakt door de aanpassing van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond.

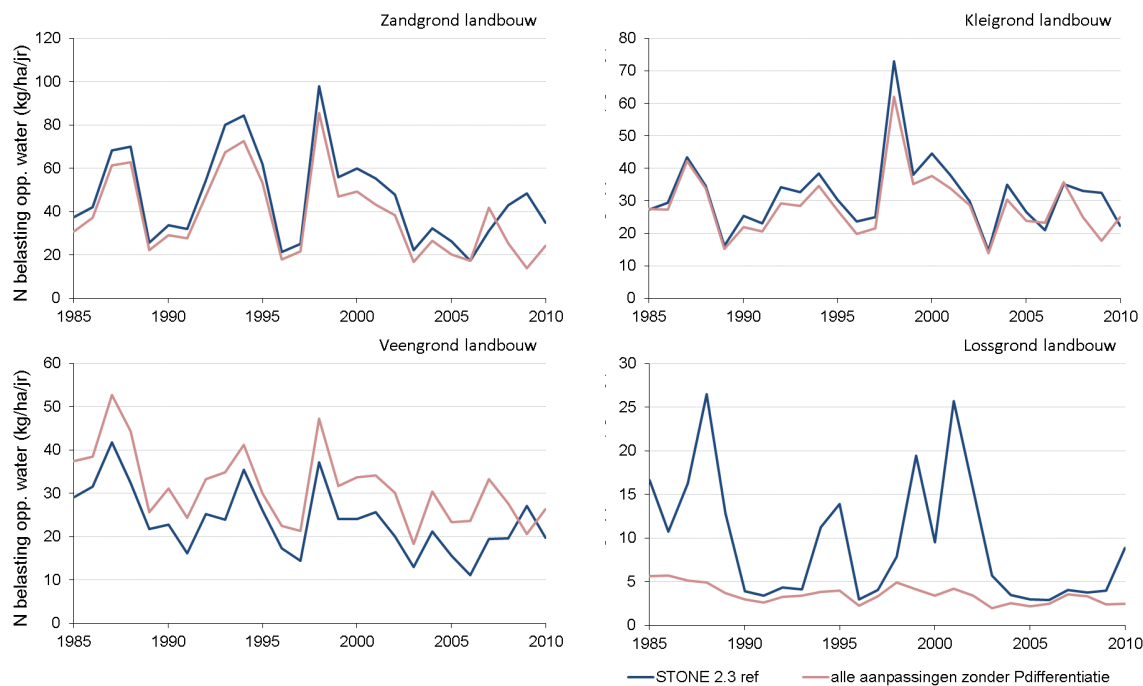
Tabel 21

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 door het toepassen van de verschillende aanpassingen t.o.v. de Referentieversie.

Aanpassing	Grondsoort					Alle gronden
	Zand	Klei	Veen	Löss		
Update en bug fix hydrologie	-1.2%	7.6%	2.6%	45.8%	1.0%	
Bodemchemie en geochemie	-5.4%	-10.4%	-22.8%	0.3%	-6.6%	
Organische stof bovengrond	-13.3%	-19.4%	-9.9%	-10.1%	-14.3%	
Randconcentraties	-0.1%	2.1%	-2.2%	-0.4%	0.3%	
P-response en update QUADMOD	-1.3%	-4.7%	0.3%	7.4%	-0.1%	
Alle aanpassingen	-18.7%	-16.5%	-27.7%	45.3%	-17.8%	

8.3 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Figuur 39 en Tabel 22 geven het effect weer van de combinatie van de in Par. 8.1 genoemde veranderingen en updates op de N-belasting van het oppervlaktewater. Voor de zandgronden en de kleigronden leidt de combinatie van de aanpassingen tot gemiddeld 17% en 11% lagere waarden voor de N-belasting van het oppervlaktewater. De aanpassingen leiden tot een 33% hogere waarde voor de veengronden. Voor de zandgronden en veengronden is er sprake van een min of meer continue verlaging of verhoging van de N-belasting, terwijl voor de kleigronden wordt berekend dat vooral in de nattere jaren er een verlaging van de N-belasting optreedt. De lössgronden laten door de aanpassing van de hydrologie een veel lagere waarde en min of meer constant verloop zien van de N-belasting van het oppervlaktewater.



Figuur 39 Stikstofbelasting van oppervlaktewater door zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw van de Referentie en van deze versie met de gecombineerde aanpassingen.

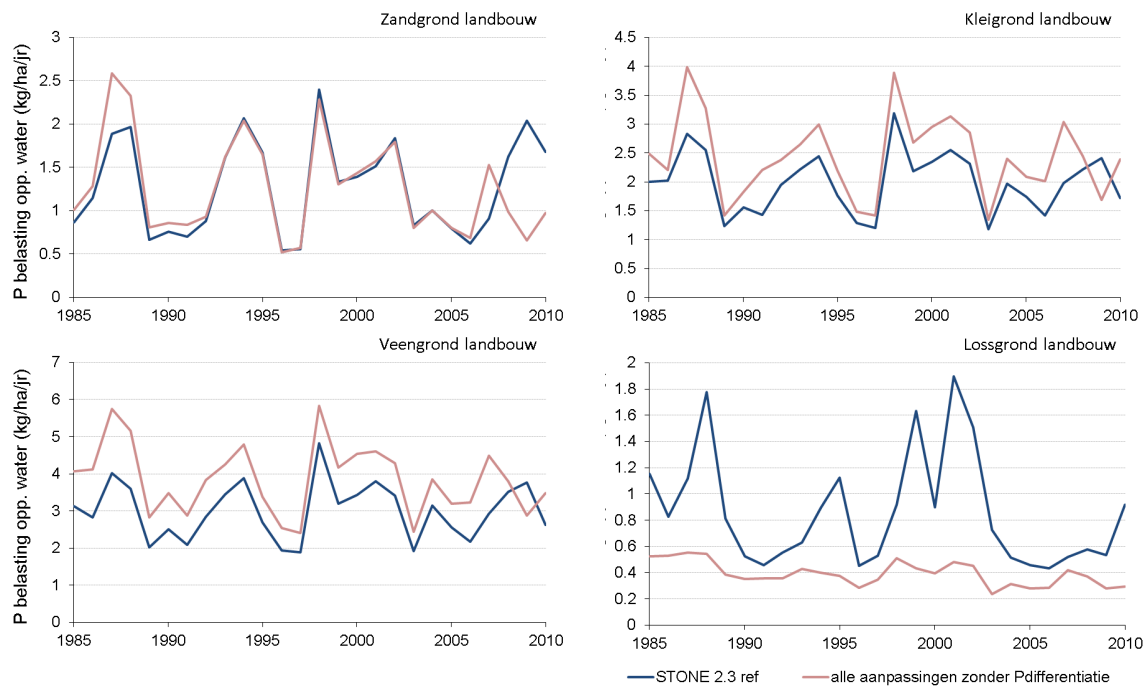
Tabel 22 geeft het effect weer van de verschillende aanpassingen en het totale effect van de combinatie van de aanpassingen op N-belasting van het oppervlaktewater. Voor de zandgronden is te zien dat zowel de aanpassing van de geochemie als de aanpassing en de parameters van de organische stofkringloop in ongeveer gelijke mate heeft bijgedragen aan de verlaging van de N-belasting, terwijl in de kleigronden alleen de aanpassing en de parameters van de organische stofkringloop de belangrijkste oorzaak is van lagere N-belasting van het oppervlaktewater. Voor de veengronden heeft de aanpassing en bug fix van de hydrologie geleid tot een vermindering van de N-belasting van ca. 19% geleid, maar de aanpassingen van de randconcentraties en de aanpassingen van de parameters voor de organische stofdynamiek in de bovengrond hebben geleid tot een toename waardoor de totale toename uiteindelijk op 33% uitkomt. Gemiddeld voor alle gronden leidt de combinatie van de aanpassingen tot een vermindering van 11% waaraan de aanpassing van de geochemie en de aanpassing van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond in gelijke mate hebben bijgedragen.

Tabel 22

Procentuele verhoging van de N-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 door het toepassen van de verschillende aanpassingen t.o.v. de Referentieversie.

Aanpassing	Grondsoort			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Update en bug fix hydrologie	-1.0%	-4.1%	-19.3%	-3.9%
Bodemchemie en geochemie	-8.0%	-4.1%	-7.9%	-6.5%
Organische stof bovengrond	-7.5%	-12.9%	26.7%	-6.4%
Randconcentraties	-3.6%	5.7%	21.8%	2.0%
P-response en update QUADMOD	-0.7%	4.0%	1.6%	1.2%
Alle aanpassingen	-17.3%	-10.7%	32.9%	-10.6%

Figuur 40 en Tabel 23 geven het effect weer van de combinatie van de in Par. 8.1 genoemde veranderingen en updates op de P-belasting van het oppervlaktewater. Voor de zandgronden leidt de combinatie van de aanpassingen tot gemiddeld 2% lagere waarden voor de P-belasting van het oppervlaktewater. De aanpassingen leiden tot een 23% hogere waarde voor de kleigronden en 28% hogere waarde voor veengronden. Voor de zandgronden is er sprake van een verhoging in 1985 - 1992 en een verlaging in 2008 - 2010. Het effect voor de periode 2008 - 2010 wordt grotendeels bepaald door de update van de hydrologische informatie voor die periode. Voor de kleigronden doet de verhoging zich in alle jaren voor, maar is de toename in de jaren met relatief grote P-belasting groter dan in de jaren met relatief kleine waarden voor de P-uitspoeling. Voor de veengronden doet de verhoging zich ook in alle jaren voor, en is de verhoging wel min of meer continue in de tijd. De lössgronden laten door de aanpassing van de hydrologie een veel lagere waarde en een veel vlakker verloop zien van de P-belasting van het oppervlaktewater.



Figuur 40 Fosforbelasting van oppervlaktewater door zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw van de Referentie en van deze versie met de gecombineerde aanpassingen.

Tabel 23 geeft het effect weer van de verschillende aanpassingen en het totale effect van de combinatie van de aanpassingen op P-belasting van het oppervlaktewater. Voor de zandgronden is te zien dat de aanpassingen in het algemeen hebben geleid tot kleine effecten op de P-uitspoeling, maar dat de verlaging voor het grootste deel is toe te schrijven aan de aanpassing van de hydrologie. Voor de kleigronden is te zien dat de verschillende aanpassingen elkaar versterken. De som van de effecten van de aanpassingen is kleiner dan het effect van de combinatie van de aanpassingen. Dit geldt ook

voor de veengronden, maar bij de veengronden hebben zowel de aanpassing van de hydrologie als de update en implementatie van de P-respons in QUADMOD een verlagend effect, terwijl de aanpassing van de parameters van de organische stofkringloop in de bovengrond en de aanpassing van de randconcentraties een verhogend effect heeft. Ook in de veengronden is het effect van de combinatie van aanpassingen groter dan de som van de afzonderlijke effecten, wat er op duidt dat het systeem een niet-lineair gedrag vertoont.

Voor het gemiddelde van alle landbouwgronden hebben de aanpassingen van de parameters voor de organische stofkringloop in de bovengrond en de aanpassing van de randconcentraties ongeveer een gelijk effect. In alle gronden leidt de aanpassing en update van de QUADMOD-module tot een lagere P-belasting van het oppervlaktewater, wat is toe te schrijven aan lagere berekende P-overschotten.

Tabel 23

Procentuele verhoging van de P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1986-2010 door het toepassen van de verschillende aanpassingen t.o.v. de Referentieversie.

Aanpassing	Grondsoort			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Update en bug fix hydrologie	-5.1%	1.8%	-16.8%	-4.8%
Bodemchemie en geochemie	1.5%	4.4%	2.1%	3.0%
Organische stof bovengrond	3.6%	1.8%	23.3%	7.3%
Randconcentraties	-1.1%	7.2%	13.5%	5.9%
P-response en update QUADMOD	-3.0%	-1.4%	-10.7%	-4.1%
Alle aanpassingen	-1.8%	22.6%	28.2%	15.9%

9 Modellering van Pw- en P-AL–afhankelijke bemesting

9.1 Mestbeleid vanaf 2010

In het 4^e nitraatactieprogramma is vanaf 2010 de fosfaatgebruiksnorm afhankelijk van de fosfaattoestand (Tabel 24). In STONE 2.4 wordt de fosfaatgift dan ook gerelateerd aan de gesimuleerde fosfaattoestand van de bodem. Bovendien is in STONE 2.4 de opname van fosfaat door het gewas afhankelijk van de fosfaattoestand.

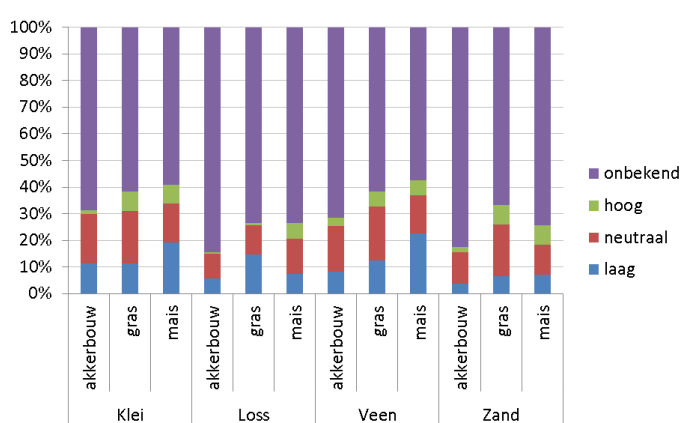
Tabel 24

Fosfaatgebruiksnormen voor de jaren in het 4^{de} Actieprogramma, gedifferentieerd naar de fosfaattoestand van de bodem in kg ha⁻¹.

Fosfaattoestand bodem		2010	2011	2012	2013 en verder
Grasland	PAL				
Hoog	>50	90	90	85	85
Neutraal	27-50	95	95	95	95
Laag	<27	100	100	100	100
Bouwland	Pw				
Hoog	>55	75	70	65	55
Neutraal	36-55	80	75	70	65
Laag	<36	85	85	85	85

Bron: EL&I.

Voor het doel van STONE in het kader van de Evaluatie Mestwetgeving 2012 is het van groot belang dat de Pw en P-AL–waarden van de bodem door STONE correct worden gesimuleerd. Echter voor de ijking en toetsing van de Pw en P-AL–waarden was ten tijde van de voorbereiding van STONE op de scenarioberekeningen maar beperkte informatie voorhanden. Beschikbare informatie van Reijneveld et al., 2010) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (Finke et al., 2001) is echter wel gebruikt voor de beoordeling van het model. In 2010 hebben boeren voor het eerst hun grond laten analyseren op de fosfaattoestand en deze cijfers ingestuurd naar Dienst Regelingen. Deze eerste grondanalyse dekte maar ca. 30% van het totale landbouwareaal (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).



Figuur 41 Oppervlaktepercentage van de landbouwgrond met een bepaalde P-toestand. De klasse onbekend duidt op de percelen die nog niet bemonsterd zijn.

Op basis van deze beperkte informatie is het niet mogelijk het STONE-model 'gebiedsdekkend' te kalibreren, maar kon wel een kwalitatieve vergelijking worden uitgevoerd.

9.2 Aanpassingen in de berekening van de fosfaattoestand

Geconstateerd is dat met STONE 2.3 aanzienlijk hogere waarden van P_w en $P-AI$ worden berekend dan op basis van de datasets van BLGG (Reijneveld et al., 2010) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden verwacht mag worden. Om deze discrepantie op te heffen en STONE te verbeteren zijn een aantal acties uitgevoerd.

1. Aanpassing fosfaatkunstmestgiften in de periode 1941 – 1985

In STONE komt voor 1971 nog geen snijmaïs voor. De hoge P-toestand onder snijmaïs in de jaren 70 en 80 is voor een deel te wijten aan een te hoog ingeschatte P-accumulatie in de jaren 1941 – 1970 onder akkerbouw op zand. Besloten is de kunstmestgift op akkerbouw op koloniale zandgrond te halveren, maar nog wel een jaarlijkse P-minimumgift van $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ te veronderstellen. Verder is besloten om de P-kunstmestgift voor grasland op kleigrond met $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op te hogen.

2. Aanpassing van parameters organische stofdynamiek bovengrond

Deze actie is beschreven in hoofdstuk 5. De motivatie voor de aanpassing van de parameters voor de beschrijving van de organische stofkringloop was voor een belangrijk gedeelte gebaseerd op te hoge voorraad mineraal fosfor in de wortelzone van snijmaïs en akkerbouw.

3. Controle en bijstellen parameters P-sorptie

In 2009 is gebleken dat de Langmuir sorptie constante en desorptieconstante (K en k_d) voor minerale gronden in het verleden is bijgesteld zonder dat daarvoor een duidelijke argumentatie bestond. Voor STONE 2.4 zijn de waarden teruggezet naar de oorspronkelijke waarden. De K -waarde voor minerale gronden ($35 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$) is nu weer gelijk aan de waarde die gehanteerd is in het protocol fosfaatverzadigde gronden (Van der Zee et al., 1990). De k_d waarde is voor alle gronden verlaagd van 0.3 naar 0.2 op basis van Van der Zee (1988) en Schoumans en Groenendijk (2000).

In STONE 2.3 bedroegen de desorptieconstanten van de semi-irreversibele pool, die beschreven wordt met een Freundlich vergelijking, een honderdste van de adsorptieconstanten. Uit toepassing van STONE 2.3 op uitmijnxperimenten op grasland bleek dat deze waarden te hoog zijn (Van der Salm en Schoumans, 2011). Voor STONE 2004 zijn de constanten gebruikt zoals die afgeleid zijn voor de uitmijnenexperimenten. De waarden voor k_{d1} , k_{d2} , k_{d3} bedragen 1×10^{-4} , 2×10^{-5} en $5 \times 10^{-6} \text{ d}^{-1}$.

4. Aanpassen bemestingsdiepte voor grasland

Op grasland werd in STONE 2.3 de mest sinds het beging van de simulaties (in 1941) over de bovenste 20 cm van de bodem verdeeld. Deze situatie komt niet overeen met de werkelijkheid. Tot en met 1991 wordt mest op gras aan het oppervlak toegediend daarna is voor dierlijke mest overgegaan op emissiearme technieken. Uit een evaluatie van emissiearm bemesten van PBL (De Haan et al., 2009) blijkt dat in 2005 de zodenbemester de meest toegepaste techniek (56%) was, gevolgd door sleepvoetbemester (23%) en sleufkouterbemester (14%). In de zandregio's waren zodenbemester en sleufkouterbemester de meest toegepaste technieken (90%). Sleepvoetbemesters werden hier weinig toegepast (3-6%). In de kleigebieden werd meer gebruik gemaakt van de sleepvoetbemester (20-30%). Ook hier was de zoden-/sleufkouterbemester de meest gebruikte techniek (55-75%). In de veengebieden was de sleepvoetbemester nog belangrijker (55%), maar de zode-/sleufkouterbemester werd ook toegepast (30%). Echte mestinjectie (15-20 cm) is nooit op grote schaal gebruikt. Op basis van deze gegevens is de bemestingsdiepte als volgt aangepast:

- Tot en met 1991 wordt mest op gras aan het oppervlak toegediend
- Na 1992 wordt dierlijke mest:
 - Op zand verdeeld over 0-15 cm
 - Op klei en veen verdeeld over 0-5 cm

5. Introduceren van ploegen (bouwland) en scheuren (grasland)

In STONE 2.3 werden de meststoffen op bouwland en grasland tot resp. 30 cm en 20 cm in de bodem ingebracht maar er werd niet geploegd. Ploegen leidt er toe dat de P-toestand van de bodem tijdelijk verlaagd wordt waardoor er een verhoogde sorptie in vooral de semi-irreversibele pool plaats kan vinden.

Voor akkerbouw is uitgegaan van een constante ploegdiepte van 25 cm. Het ploegen op klei en veen vindt plaats begin november en op zand en löss eind februari. De ploegdiepte is vanaf de jaren '50 van de vorige eeuw geleidelijk dieper geworden tot in de jaren '80. Sindsdien is er een tendens voor iets minder diep ploegen. Momenteel is de bemonsteringsdiepte bij BLGG standaard 25 cm (Reijneveld et al., 2010).

Grasland wordt soms geploegd voor graslandvernieuwing. Uit berekeningen van Aarts et al. (2002) blijkt dat op zand-, klei- en veengrond respectievelijk om de 5, 10 en 30 jaar plaats te vinden. Iets meer dan de helft (53%) is herinzaai en 47% is inzaai na een ander gewas (meestal één jaar mais). Scheuren wordt aanbevolen in de periode juni-september en de ploegdiepte is circa 25 cm. Deze cijfers zijn in STONE 2.4 gebruikt. Om het effect van inzaai na een ander gewas mee te nemen worden de helft van de geploegde plots het jaar er op weer geploegd.

6. Nieuwe empirische formule voor P-AL-gehalte

In STONE wordt gebruik gemaakt van een empirische formule om het P-AL gehalte te berekenen omdat niet exact kan worden vastgesteld welke P-fracties bij de P-AL extractie worden geëxtraheerd. De gebruikte empirische formule is gebaseerd op 74 zandgronden (Schoumans, 1997). Het is niet duidelijk of deze empirische relatie voor alle Nederlandse gronden een goed beeld geeft van de P-AL waarden. Materiaal om een dergelijke formule af te leiden ontbreekt momenteel.

Voor de berekening van de P-opname door gras is het noodzakelijk dat de orde van grootte van het gesimuleerde P-AL gehalte overeenstemt met de werkelijkheid. Om P-AL waarden te simuleren die vergelijkbaar zijn met de beschikbare metingen is besloten op basis van de simulatie resultaten een nieuwe formulering voor de berekening van het P-AL gehalte af te leiden:

$$P-AL = \alpha Q + \beta S_1 + \gamma S_2 + \delta S_3$$

waarbij α , β , γ en δ te fitten parameters zijn en Q de reversibel gebonden hoeveelheid, S_1 , S_2 en S_3 zijn de drie semi-irreversibele pools. Met deze aanpak worden de waarden van de gekalibreerde parameters α , β , γ en δ dus niet alleen bepaald door de relatie tussen P-AL en Q en S , maar zullen zij ook beïnvloed worden door verschillen tussen gemeten P-AL waarden en gemodelleerde P-AL waarden die voortvloeien uit de modelformulering en de parameterisering. Eigenlijk is dit niet wenselijk maar omdat het P-AL gehalte uitsluitend gebruikt wordt voor het berekenen van de opname van fosfaat en dus niet direct invloed heeft op modelvoorspellingen van STONE voor uitspoeling is dit als tijdelijke oplossing verdedigbaar.

De onderstaande parameter waarden zijn gebruikt voor zand, kalkarme klei, kalkrijke klei en voor veen:

- zand: $P-AL = 0.7 \times Q$
- kalkarme klei: $P-AL = 0.95 \times Q$
- kalkrijke klei: $P-AL = Q + S_1$
- veen: $P-AL = 0.32 \times Q$

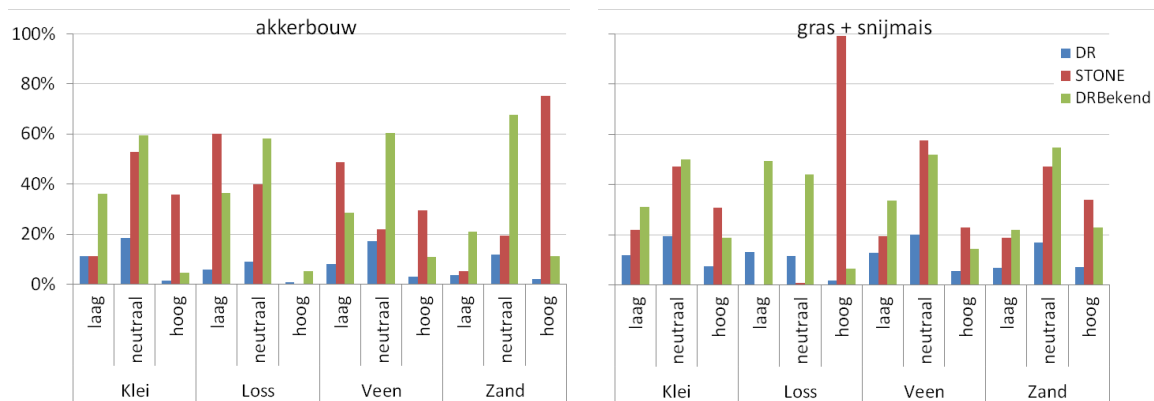
7. Implementatie P-gedifferentieerde bemesting

Besloten is om in STONE 2.4 de 'historie' te definiëren als de geschiedenis tot en met 2010. Rekenvarianten en scenario's starten dan in 2011. Het laatste jaar van de historie geldt de wetgeving ten aanzien van de fosfaat gedifferentieerde gebruiksnormen. De implementatie van de P-gedifferentieerde bemesting heeft plaatsgevonden door in STONE beslisregels te formuleren voor de keuze per plot uit drie bemestings-invoerbestanden waarin de bemestingen voor de klasse 'laag', 'midden' en 'hoog' zijn gespecificeerd. Vanuit het mestverdelingsmodel MAMBO worden bestanden klaargemaakt waarin de bemesting per jaar, per plot en per fosfaatklasse is gespecificeerd.

Bij de inregeling van de bovenstaande formule van het P-AL-getal is beoordeeld of de verdeling van de klassen 'laag', 'midden' en 'hoog' overeenkomt met gegevens zoals deze zijn ingestuurd naar Dienst regelingen voor 2010. De moeilijkheid doet zich voor dat een groot deel van het landbouw areaal niet is bemonsterd en aan dit areaal het label 'onbekend' wordt toegekend. De klasse 'onbekend' komt in STONE niet voor. Besloten is daarom de cijfers van Dienst Regelingen (DR) op twee manieren met STONE-resultaten te vergelijken:

- Een vergelijking van STONE-resultaten met de areaalpercentages per P-klasse zoals deze bekend is in de DR-cijfers.
- Een vergelijking van STONE-resultaten met aangepaste areaalpercentages per P-klasse, waarbij het areaal 'onbekend' proportioneel is vereffend met de arealen van de klassen 'laag', 'midden' en 'hoog'.

Als de STONE-resultaten lager zijn dan de ongecorrigeerde DR-cijfers is de kans groot dat STONE de Pw- of P-AL-cijfers onderschat en als de STONE-resultaten hoger zijn dan de DR-cijfers met vereffening van het areaal van de klasse onbekend, dan is de kans groot dat STONE de Pw- of P-AL-cijfers overschat. De resultaten van deze vergelijking zijn grafisch weergegeven in Figuur 42 en **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..** Grafieken van gesorteerd oplopende Pw- en P-AL-waarden zijn weergegeven in appendix 3.



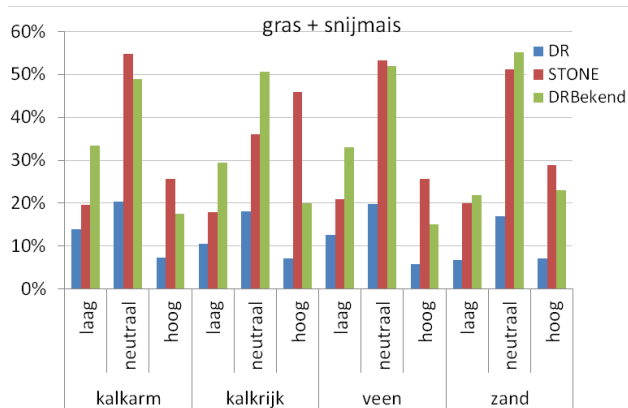
Figuur 42 Oppervlaktepercentage van de grond met akkerbouw (links) en grasland+snijmaïs (rechts) met een Pw-getal behorend bij de klassen 'laag', 'neutraal' of 'hoog'. De ongecorrigeerde DR-cijfers zijn weergegeven in blauw en de DR-cijfers met vereffening van de klasse onbekend zijn weergegeven in groen.

Een consequentie van de vergelijkingsmethode is dat als STONE voor twee fosfaatklassen een areaalpercentage berekent dat tussen de ongecorrigeerde en gecorrigeerde DR-cijfers ligt, de kans aanzienlijk is dat voor de derde fosfaatklasse een onderschrijding van het ongecorrigeerde DR-cijfer of een overschrijding van het vereffende DR-cijfer wordt berekend. Dit is inherent aan de vergelijkingsmethode. Een echte aanwijzing dat STONE een niet correct resultaat geeft krijgen we als voor twee klassen een onderschrijding van het ongecorrigeerde DR-cijfer of een overschrijding van het vereffende DR-cijfer wordt berekend.

Voor akkerbouw is te zien dat het areaal met de klasse 'laag' en 'neutraal' in de cijfers van Dienst Regelingen veel groter is dan het areaal met de klasse 'hoog'. STONE berekent voor de akkerbouw op kleigrond dat het grootste deel van het oppervlak een klasse 'neutraal' heeft. Voor de lössgrond en voor de veengrond berekent STONE dat het grootste deel van het akkerbouw areaal een P-klasse 'laag' heeft. Op de zandgrond wordt door STONE het grootste deel van de akkerbouw een klasse 'hoog' toegekend. STONE kan niet worden gefalsificeerd voor de akkerbouw op zandgrond en de akkerbouw op kleigrond. Voor akkerbouw op veengrond lijkt STONE het areaal in de klasse 'laag' en 'hoog' wat te overschatten. Voor de lössgronden met akkerbouw wordt het akkerbouwareaal met P-klasse 'laag' wat overschat.

De arealen per P-klasse van klei- en zandgronden met gras+snijmaïs geven geen reden tot falsificatie van STONE. Bij de veengronden is te zien dat STONE zowel de klasse 'neutraal' als de klasse 'hoog' overschat. Voor de lössgronden kent STONE het volledige areaal toe aan de klasse 'hoog', terwijl op basis van de DR-cijfers juist een relatief klein areaal met een hoge P-toestand verwacht wordt.

Gras+snijmaïs is ook vergeleken met de P-klasse toekenning die volgt uit de berekende P-AL–getallen (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen kalkrijke en kalkarme kleigronden. De kalkrijke kleigronden komen voornamelijk voor in het Westelijke en het Zuidwestelijke kleigebied en de IJsselmeerpolders. Alleen voor de kalkarme kleigronden lijkt STONE grotere arealen met hogere P-AL–getallen te berekenen dan op grond van de DR-cijfers was te verwachten. Voor de andere categorieën is er geen reden de STONE resultaten te falsificeren.



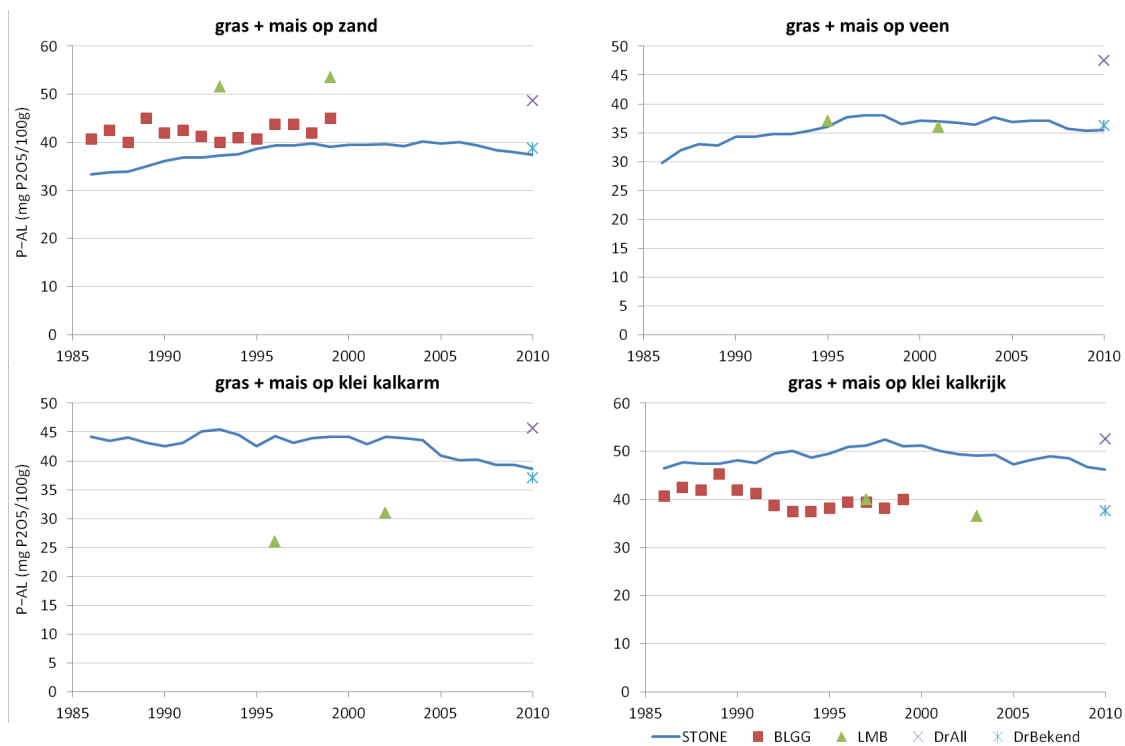
Figuur 43 Oppervlaktepercentage van de grond met grasland+snijmaïs met een P-AL–getal behorend bij de klassen 'laag', 'neutraal' of 'hoog'. De ongecorrigeerde DR-cijfers zijn weergegeven in blauw en de DR-cijfers met effening van de klasse onbekend zijn weergegeven in groen.

Ondanks dat de vergelijking slechts op kwalitatieve wijze uitgevoerd kon worden, kan geconcludeerd worden dat de doorgevoerde veranderingen er toe leiden dat STONE is te gebruiken voor het doorrekenen van bemestingsvarianten waarin de mestgift afhankelijk is van de P-toestand van de bodem. Wanneer in de toekomst meer en nieuwe gegevens van de P-toestand beschikbaar komen, en het areaal van de klasse 'onbekend' kleiner wordt, verdient het aanbeveling de analyse te herhalen en dan ook kwantitatieve maten te gebruiken voor de beoordeling van het ijtingsresultaat.

De beoordeling zoals die nu is uitgevoerd was gebaseerd op arealen met een bepaalde P-klasse. Dit biedt geen informatie over de afwijking van STONE-resultaten met gemeten Pw– of P-AL–getallen. Voor toekomstige mestvarianten is de uitgangspositie belangrijk. Een STONE-plot met een Pw– of P-AL–getal dichtbij een klasse-grens zal in de toekomst snel van klasse kunnen veranderen, terwijl het voor een STONE-plot met een Pw– of P-AL–getal in het midden van een klasse veel langer zal duren voordat een verandering van klasse zal optreden. Voor een verdere verfijning van de methodiek en een betere onderbouwing van de STONE-resultaten is kwantitatieve informatie over de P-toestand van de percelen en de ligging van deze percelen onmisbaar.

9.3 Berekende Pw– en P-AL–getallen

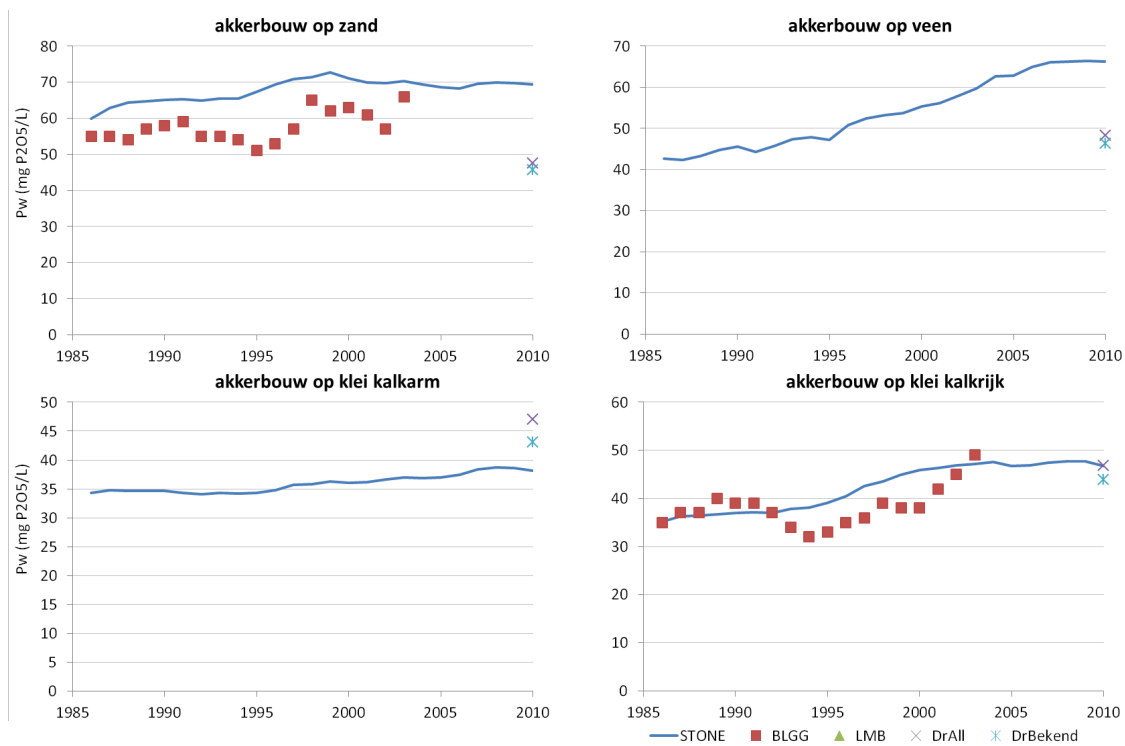
De resultaten van STONE ten aanzien van de Pw- en P-AL waarden zijn aangeduid in figuur 44 en figuur 45. Gras en mais op de zand- en veengronden kunnen goed worden gesimuleerd. Het P-AL getal van de kalkarme en de kalkrijke kleigronden is minder goed te benaderen.



Figuur 44 Nitraatconcentratie in van het grondwater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais van de gecombineerde aanpassingen en van deze versie na implementatie van P-differentiatie.

Voor gras+mais lijkt de simulatie de historische P-AL waarde te onderschatten t.o.v. metingen en op de kalkrijke kleigronden is er sprake van een overschatting. Voor het jaar 2010 worden de beschikbare metingen goed benaderd.

Volgens figuur 45 overschat STONE het Pw-getal van akkerbouw op zandgrond. Het Pw-getal van akkerbouw op kalkrijke kleigrond wordt goed benaderd. Voor akkerbouw en veengrond en akkerbouw op kalkarme kleigrond is een slechts een gering aantal historische waarnemingen beschikbaar.

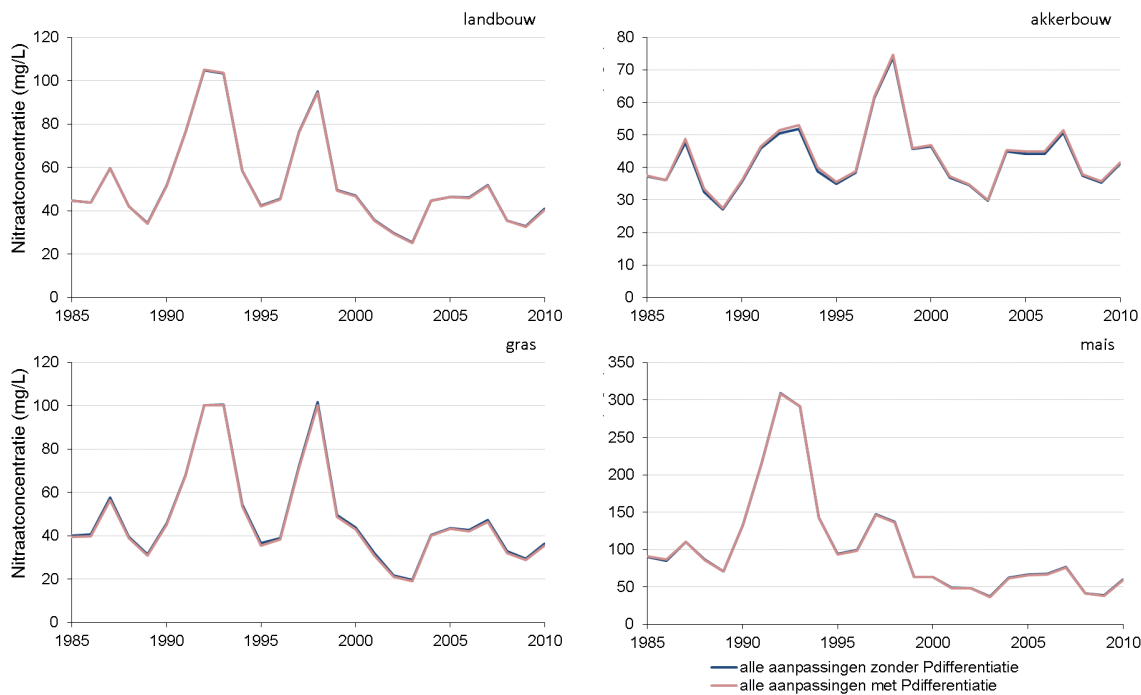


Figuur 45 Nitraatconcentratie in van het grondwater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais van de gecombineerde aanpassingen en van deze versie na implementatie van P-differentiatie.

9.4 Effect op nitraatconcentraties

Het effect van de bijstelling van de parameter voor fosfaatsorptie, de bijstelling van de bemestingsdiepte op grasland en de ploegdiepte en de implementatie van een aangepaste de berekeningswijze van het P-AL-getal op de nitraatconcentratie is bepaald door een vergelijking van de resultaten van STONE waarin deze veranderingen waren aangebracht en een versie van STONE waarin deze versie niet waren aangebracht. De effecten op de nitraatconcentratie zijn bijzonder klein (Figuur 44). Alleen voor enkele gewas-bodemcombinaties is het effect groter dan een paar procent verhoging of verlaging. Bij grasland op kleigrond en veengrond neemt de nitraatconcentratie met resp. 6% en 7% af en bij akkerbouw op veengrond neemt de concentratie met 9% toe (

Tabel 25). Voor de clusters van alle landbouw op zandgrond, kleigrond en veengrond is de verandering minder dan 1%.



Figuur 46 Nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais van de gecombineerde aanpassingen en van deze versie na implementatie van P-differentiatie.

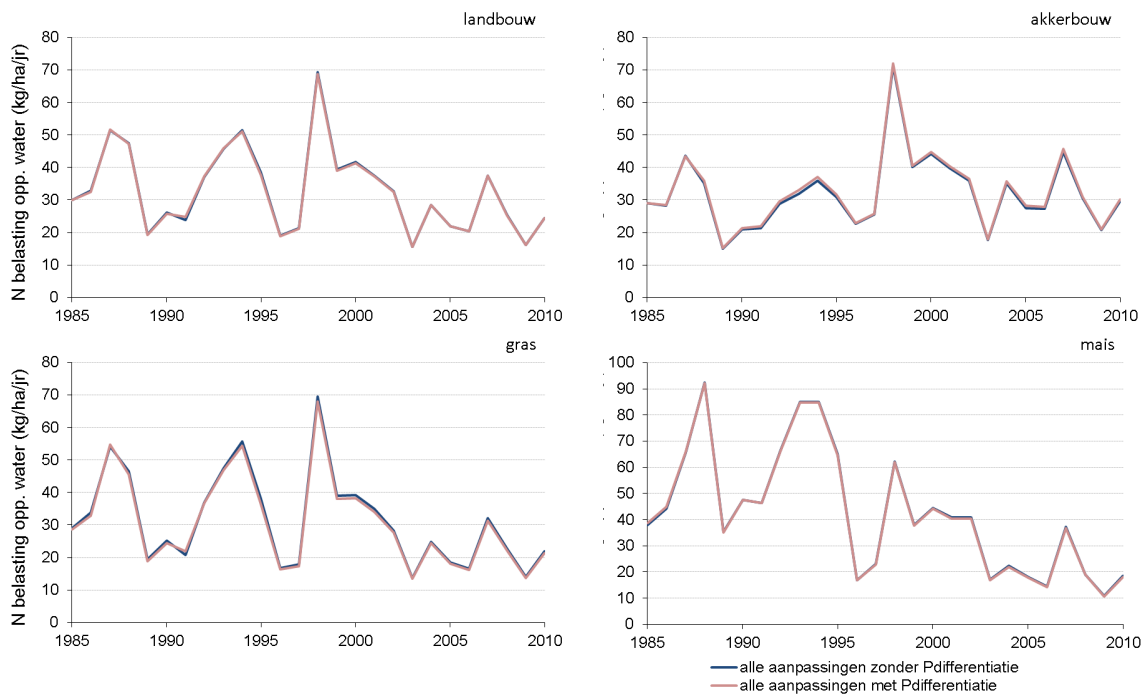
Tabel 25

Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 in zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw berekend door STONE met een combinatie van de aanpassingen en de implementatie van P-differentiatie t.o.v. deze versie zonder de implementatie van P-differentiatie.

Gewas	Grondsoort				Alle gronden
	Zand	Klei	Veen	Löss	
Akkerbouw	-0.1%	3.0%	9.2%	0.4%	1.3%
Gras	-0.6%	-5.6%	-7.0%	-6.5%	-1.5%
Snijmaïs	-0.5%	2.0%	-0.2%	3.1%	-0.4%
Gras+Snijmaïs	-0.6%	-4.5%	-5.9%	-4.3%	-1.1%
Gemiddeld	-0.5%	0.4%	-0.8%	-2.5%	-0.4%

9.5 Effect op N- en P-belasting van oppervlaktewater

Het effect van de in Par. 9.2 beschreven aanpassingen op de N-belasting van het oppervlaktewater is grafisch weergegeven in Figuur 47 voor de hoofd-gewasgroepen. Evenals voor de nitraatconcentraties in het grondwater is het effect van de doorgevoerde verandering bijzonder klein. Alleen voor de veengronden neemt de N-belasting van het oppervlaktewater door deze nieuwe rekenwijze met een paar procent af (Tabel 26). Bij akkerbouw op kleigrond en veengrond neemt de N-belasting een paar procent toe en bij grasland op kleigrond en veengronden neemt de N-belasting een paar procent af.



Figuur 47 Stikstofbelasting van oppervlaktewater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais, zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de gecombineerde aanpassingen zonder P-differentiatie en de gecombineerde aanpassingen met P-differentiatie.

Tabel 26

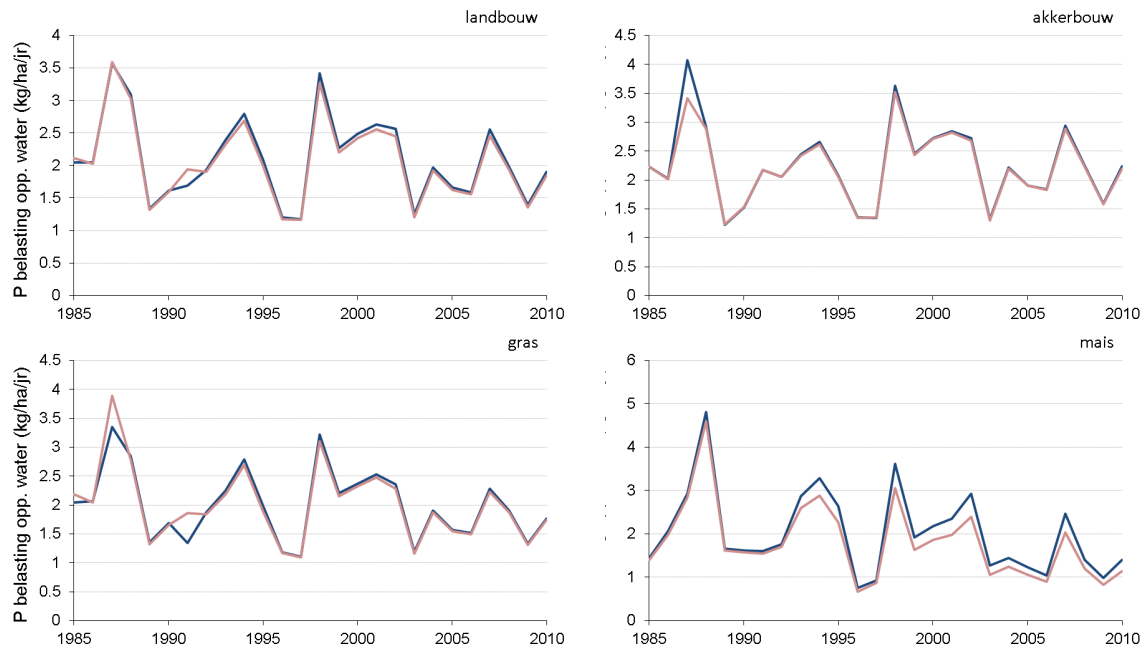
Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater uit zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw berekend door STONE met een combinatie van de aanpassingen en de implementatie van P-differentiatie t.o.v. deze versie zonder de implementatie van P-differentiatie.

Gewas	Toename N-belasting				Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen	Alle gronden	Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	-0.2%	2.5%	3.7%	1.7%	-11.5%	-1.2%	15.7%	-2.1%
Gras	-0.5%	-3.9%	-3.1%	-1.9%	-1.9%	2.0%	-0.2%	0.1%
Snijmaïs	-0.6%	1.0%	-0.1%	-0.4%	-12.9%	-10.5%	-2.8%	-11.1%
Gras+Snijmaïs	-0.6%	-3.4%	-2.9%	-1.6%	-6.7%	0.9%	-0.4%	-2.0%
Gemiddeld	-0.5%	0.4%	-2.1%	-0.4%	-8.1%	-0.4%	1.3%	-2.0%

Het effect op de P-belasting van het oppervlaktewater is grafisch weergegeven in Figuur 48 voor de hoofd-gewasgroepen. Bij akkerbouw en grasland is te zien dat de verandering zich in enkele jaren voordeed en bij snijmaïs doet zich na 1993 een continue verandering voor. De verandering in enkele jaren is waarschijnlijk het gevolg van de wijziging van inwerkdiepte van mest en ploegdiepte. Het fosfaatprofiel in de bodem heeft over het algemeen een stijl front dat het gevoelig maakt voor hoge grondwaterstanden en daarmee corresponderende pieken in waterafvoeren. De bodem onder snijmaïs heeft in STONE een relatief hoog fosfaatgehalte. Voor de jaren '80 en '90 wordt verondersteld dat een groot gedeelte van het mestoverschot op de maispercelen is terecht gekomen. Het landgebruik is in STONE constant in de tijd, terwijl in de praktijk veel maispercelen in een rotatie zijn opgenomen. De fosfaataccumulatie onder maispercelen is groter dan onder andere gewassen en is ook groter dan in de praktijk is gemeten omdat in STONE geen rotatie met snijmaïs wordt toegepast. De min of meer continue vermindering van de P-uitspoeling vanaf 1993 als gevolg andere ploegdiepten wijst erop dat er fosfaatdoorslag plaats vindt in een aantal plots met snijmaïs.

Voor zandgronden wordt berekend dat door de in Par. 9.2 beschreven veranderingen in de periode 1985 – 2010 8% minder fosfaat is uitgespoeld. Deze vermindering is vooral toe te schrijven aan de

reductie van de fosfaatuitspoeling uit akkerbouw (12%) en snijmaïs (13%) op zandgrond. Ook de snijmaïs op kleigrond laat voor deze simulatie een vermindering (11%) van de P-uitspoeling zien. De P-uitspoeling vanuit akkerbouw op veengrond is door de genoemde veranderingen met 16% toegenomen.



Figuur 48 Fosforbelasting van oppervlaktewater onder landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais, zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de gecombineerde aanpassingen zonder P-differentiatie en de gecombineerde aanpassingen met P-differentiatie.

De in Par 9.2 beschreven veranderingen laten voor nitraat in grondwater en de N-belasting van oppervlaktewater nagenoeg geen veranderingen zien. Dit is volgens verwachting omdat de veranderingen voornamelijk op het gedrag en de accumulatie van fosfaat in de bovengrond waren gericht om een adequate koppeling te kunnen maken met het stelsel van gebruiksnormen zoals dat vanaf 2010 geldt. De veranderingen laten voor enkele gewas-bodemcombinaties wel een verandering zien van de fosfaatuitspoeling.

10 Kalibratie en validatie op nitraatmetingen in het LMM

10.1 Aanpak van kalibratie

Sinds STONE2.1 wordt het model geijkt op nitraatconcentraties in het LMM. Voor de verschillende versies zijn hiervoor verschillende methoden toegepast. STONE en LMM zijn met andere doelen tot stand gekomen en hebben een andere ruimtelijke schematisering. Een zuivere methode voor de vergelijking van STONE-resultaten met LMM metingen is niet goed mogelijk. In 2008/2009 is een protocol opgesteld voor de validatie van STONE aan de hand van LMM (Salm et al., 2009). In dit protocol wordt op basis van de ligging van de percelen waarop een bemonstering heeft plaats gevonden één of meerdere STONE-plots geselecteerd en wordt een gemiddelde waarde geëxtraheerd op de meetdatum vanuit de resultaten-database. Bij de koppeling van STONE-plots aan LMM-bedrijven wordt onderscheid gemaakt naar bedrijfstype, maar geen onderscheid gemaakt naar grondsoort of gewas. Alleen de STONE-natuurplots worden uitgesloten.

Bij de voorbereiding van STONE2.4 is met RIVM en LEI afgesproken het validatie-protocol ook te gebruiken voor de vergelijking van STONE-resultaten met de LMM in de zgn. kalibratieprocedure. De aanpak van de kalibratie was als volgt:

1. vooraf is vastgesteld welke parameters worden gevarieerd in de kalibratie-runs. In principe zijn dit drie parameters: 1) de kritische waarde voor de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt; 2) de halfwaarde concentratie in de Monod-curve voor denitrificatie; en 3) de afbraaksnelheid van opgelost organische stof. Deze factoren zijn specifiek voor de grondsoort. Bij een onderscheid van de grondsoorten in 'zand', 'klei', 'veen' en 'löss' ontstaan een groot aantal parametercombinaties die in de kalibratieprocedure geoptimaliseerd dienen te worden. Dit is niet wenselijk omdat:
 - a. de zuiverheid van de vergelijking van STONE en LMM-gegevens voor wat betreft de grondsoort en het gewas beperkt is,
 - b. bij een dergelijk onderscheid het aantal gegevens te klein is om zowel een kalibratie als een validatie uit te kunnen voeren.

Uit de resultaten van een eerste vergelijking van verkennende STONE-berekeningen met de LMM-dataset is geconcludeerd dat:

- a. de afbraaksnelheid van opgelost organische stof kan worden vastgezet op waarden die leiden tot DOC-concentraties in dezelfde range als de meetwaarden. De afbraaksnelheid van opgelost organisch materiaal is namelijk sturend voor de DOC-concentraties in het bovenste grondwater. Onderscheid wordt gemaakt naar zand, klei en veen. In Par 5.4 wordt de verandering van waarden t.o.v. STONE2.3 besproken.
 - b. de halfwaarde-concentratie in de Monod-curve voor denitrificatie (*HalfDenitr*) gelijk kan worden gekozen aan de waarde die is gehanteerd in vorige STONE-versies. In kleigronden is *HalfDenitr* = 0.03 vanaf GLG en in zandgronden is *HalfDenitr* = 0.03 vanaf GLG + 1 meter.
 - c. Voor veengronden zijn te weinig gegevens beschikbaar om de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie, de zgn. 'waterfactor', optreedt in te kunnen regelen. Denitrificatie wordt sterk gestuurd door het luchtgehalte in de bodem en de vorm van de pF-curve van veengronden lijkt meer op die van kleigronden dan van zandgronden. Daarom is besloten om de waterfactor voor veengronden gelijk te stellen aan die van kleigronden
- Door bovenstaande vereenvoudigingen en veronderstellingen is het aantal parameters gereduceerd tot twee: de waterfactor voor zandgronden en de waterfactor voor kleigronden.
2. de LMM-dataset met nitraatconcentraties is gesplitst in een deel voor kalibratie-doeleinden en een ander deel voor de validatie. In de discussies zijn de volgende opties genoemd:

- a. de niet EM-bedrijven¹ gebruiken voor kalibratie en de EM-bedrijven voor validatie. Dit zou een eenzijdige nadruk geven op melkveehouderij-bedrijven ten koste van akkerbouwbedrijven.
- b. Van alle waarnemingen is door loting ongeveer de helft te selecteren voor kalibratie doeleinden en de andere helft voor validatie en bij deze loting geen rekening te houden met bedrijfscategorie, LMM-regio of het jaartal. Het nadeel hiervan is dat het onderscheid tussen kalibratie en validatie niet duidelijk is, omdat beiden dezelfde periode beslaan en beiden waarnemingen hebben uit de verschillende bedrijven-sets.

Uiteindelijk is gekozen voor het splitsen van de dataset op basis van jaartal. De waarnemingen tot en met 2006 zijn gebruikt voor kalibratie en de waarnemingen tussen 2007 en 2010 zijn gebruikt voor validatie. Deze aanpak leidt tot sub-sets met ongeveer evenveel waarnemingen.

3. Door LMM-grondwaterdeskundigen wordt voor alle bedrijven met nitraatmetingen berekend wat het verschil is tussen de bedrijfsmeting en het rekenresultaat dat kan worden afgeleid voor het bedrijf. Vervolgens wordt het verschil genoteerd in bestanden en worden de resultaten voorzien van enkele algemene kenmerken zoals 'grondsoort', 'jaartal', 'bedrijfstype', het areaal waarop de meting betrekking had en of het drainwater of grondwater betreft. Gezien de onzuiverheid van de vergelijking voor de categorie zandgronden is besloten om voor zandgronden alleen grondwatermetingen te gebruiken en voor de kleigronden alleen drainwatermetingen. Op basis van de berekende verschillen is voor de totale set een areaal gewogen *Root Mean Square Deviation* te berekenen:

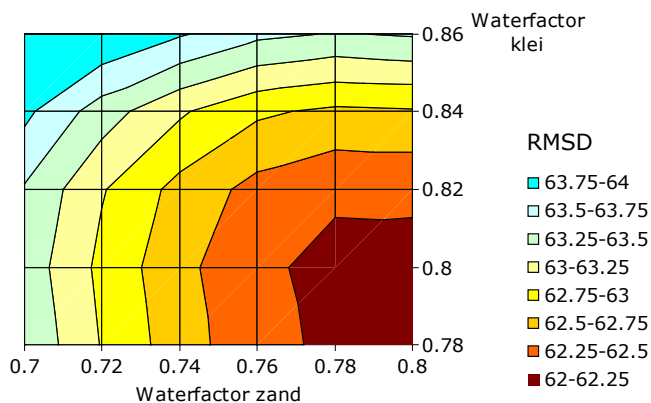
$$RMSD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\Delta NO3_i)^2}{n}}$$

Hierin is n het aantal bedrijven waarvoor het STONE-resultaat met een LMM waarneming is vergeleken en $\Delta NO3_i$ is het verschil tussen rekenresultaat van STONE en waarneming. Naarmate RMSD kleiner wordt, is het verschil tussen berekend en gemeten ook kleiner. Voor de kalibratie wordt de parametercombinatie gekozen die leidt tot de kleinste RMSD.

10.2 Resultaten van de kalibratie

Op basis van een reeks verkennende modelruns om de gevoeligheid van de in Par. 10.1 genoemde parameters af te testen is besloten om de kalibratie te beperken tot twee parameters: de waterfactor voor zandgronden en de waterfactor voor klei- en veengronden. Voor deze twee parameters is op basis van ervaring met eerdere modelkalibraties en proceskennis een range opgesteld waarbinnen verwacht wordt dat een optimum waarde voor de parameters zal worden gevonden. Voor zandgronden wordt op basis van literatuur en ervaringen met eerdere STONE-versies aangenomen dat de parameter een waarde heeft tussen 0.7 en 0.8. In de EMW2007 studie met STONE2.3 (Willems et al., 2007) is een waarde 0.8 gebruikt en in de Toetsdiepte special van STONE (Groenendijk et al., 2008) is 0.74 gebruikt. Voor kleigronden ligt de range hoger omdat in deze gronden bij eenzelfde waterverzadigingsgraad het bodemluchtgehalte hoger is dan in zandgronden. De ranges zijn opgedeeld in vijf intervallen, zodat in totaal 36 combinaties waren door te rekenen. Van deze combinaties is de RMSD berekend (Figuur 49).

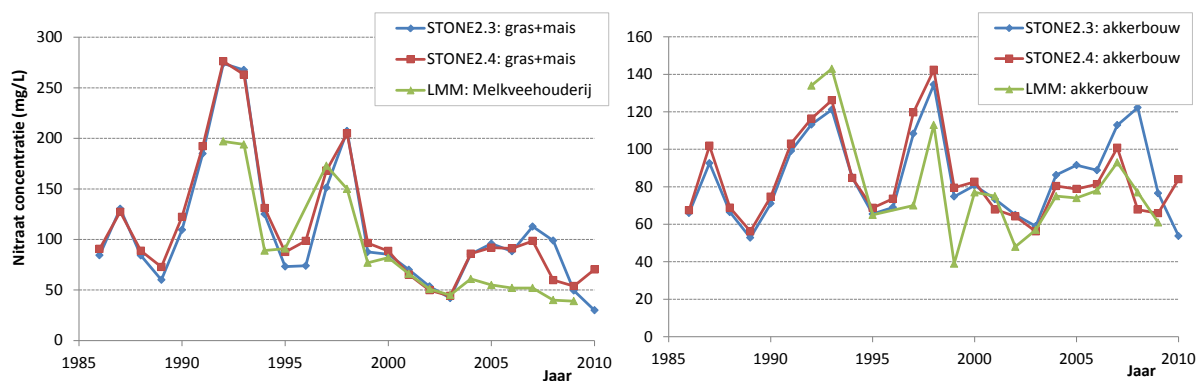
¹ In het LMM wordt onderscheid gemaakt in een evaluerend onderdeel (EM) dat de veranderingen in de landbouw als gevolg van het gevoerde beleid vaststelt, een onderdeel dat de verandering vaststelt voor een groep bedrijven die derogatie hebben verkregen (DM) en een verkennend onderdeel dat zich richt op de effecten van beoogd beleid (VM).



Figuur 49 Resultaat van de kalibratie van STONE parameters op grondwaterconcentraties in het zandgebied en drainwaterconcentraties in het kleigebied.

De combinatie met de kleinste RMSD heeft zowel voor de 'waterfactor zand' als voor de 'waterfactor klei' een waarde 0.8. Hoewel de 'waterfactor zand' op de rand ligt van het domein waarin de parameter is gevarieerd, blijkt uit de trends die afgelezen kunnen worden uit grafieken waarin de RMSD per parameter-combinatie is uitgezet dat een verdere ophoging van de 'waterfactor zand' geen lagere RMSD zal opleveren. De waarde van 0.8 voor de 'waterfactor' zand komt overeen met de waarde die ook voor STONE2.3 was gevonden. In de STONE-special voor de Toetsdieptestudie (Groenendijk et al., 2008) is een 'waterfactor zand' gehanteerd van 0.74. De 'waterfactor klei' is een nieuwe parameter die niet in STONE2.3 voorkwam. Uit de procesbeschrijving van STONE2.3 voor kleigronden is af te leiden dat de 'waterfactor klei' in deze modelversie ongeveer 0.7 zou zijn geweest.

De verdere analyse is uitgevoerd met de waarde 0.8 voor zowel de 'waterfactor zand' als de 'waterfactor klei'. Het tijdverloop van de met STONE berekende concentraties is voor grasland+snijmais en voor akkerbouw op zand is weergegeven in Figuur 50 en is vergeleken met gemiddelde concentraties voor LMM-bedrijfstypen. Opgemerkt wordt dat de STONE-concentraties zijn berekend als areaal gewogen gemiddelde over alle zandplots en dat de LMM-concentraties betrekking hebben op de populatie LMM-bedrijven.

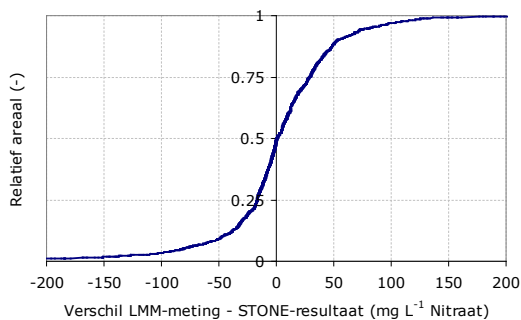


Figuur 50 Vergelijking van met STONE2.3 en met STONE2.4 berekende nitraatconcentraties in het zandgebied met metingen in het LMM. Links is de gemiddelde concentratie onder gras+ mais in STONE vergeleken met nitraatmetingen op LMM-melkveehouderijbedrijven en rechts geeft de vergelijking voor het gemiddeld nitraatgehalte onder akkerbouw in STONE met nitraatmetingen op LMM-akkerbouwbedrijven.

In een eerdere analyse voor EMW2007 (Willems et al., 2008) werd gevonden dat de verdeling van berekende concentraties over een groep STONE-plots nogal scheef kan zijn en dat daarmee de

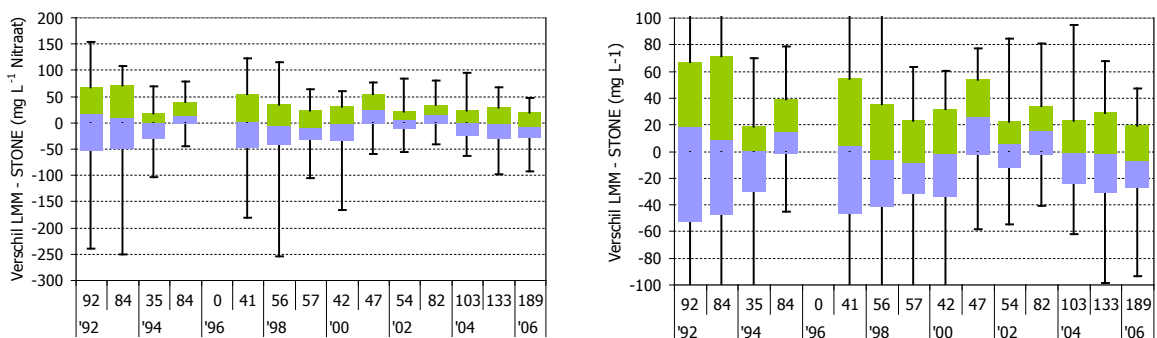
mediane waarde nogal kan afwijken van het gemiddelde. In dit rapport is er voor gekozen om de gemiddelde waarde te presenteren, omdat in de scenario-berekeningen voor EMW2012 ook uitgegaan wordt van oppervlakte gewogen concentraties per bodem-gewascombinatie.

In STONE worden grasland en snijmaïs onderscheiden en deze klassen komen niet afzonderlijk voor in LMM. Het totaal van grasland en maïs zou theoretisch te vergelijken zijn met de metingen op melkveehouderijbedrijven. Opvallend is dat de nitraatconcentratie van grasland+snijmaïs in de periode 1999 - 2003 een goede match vertoont met de metingen op melkveehouderijbedrijven en dat de door STONE berekende concentratie in de periode 2004 - 2007 duidelijk hoger ligt dan de metingen. In 2010 berekent STONE2.4 hogere nitraatconcentraties dan STONE2.3. Dit is te verklaren doordat in STONE2.4 de reële meteo van 2010 is gebruikt en in STONE2.3 nog gebruik is gemaakt van de meteo van een voorliggend jaar. Voor akkerbouw berekent STONE2.4 vanaf 2004 lagere nitraatconcentraties dan STONE2.3. De waarden voor de periode 2004 - 2009 vertonen een goede match. De areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM en STONE voor de kalibratieperiode is weergegeven in Figuur 51.



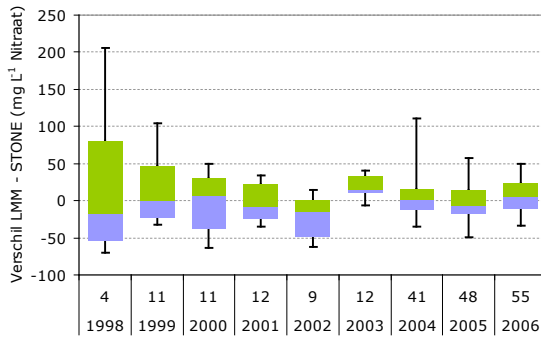
Figuur 51 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten van grondwaterconcentraties in het zandgebied en drainwaterconcentraties in het kleigebied voor de periode 1992 - 2006.

Voor de betreffende combinatie aan modelparameters is ook het tijdverloop van de gevonden verschillen aan te geven (**Figuur 52**).



Figuur 52 Box en whiskerplots van de verschillen tussen LMM-metingen in het grondwater van zandgebieden en samengestelde STONE-resultaten voor bedrijven per jaar. De rechterfiguur is een uitvergroting van de linkerfiguur. De boxen geven het 25-, het 50- en het 75-percentiel aan. De verticale lijnen geven het 10- en 90-percentiel aan. De eerste regel onder de figuur geeft het aantal waarnemingen aan en de tweede regel geeft het jaartal weer.

In de jaren 1992 - 1997 was de mediane waarde van het verschil tussen LMM en STONE positief. Dat betekent dat STONE in deze periode de nitraatconcentraties onderschat. In de periode daarna is het verschil wisselend positief en negatief. Verder is te zien dat de spreiding afneemt naarmate de verschillen tussen gemeten en berekend dichterbij het heden komen. Voor de recente jaren zijn veel meer waarnemingen beschikbaar dan voor oudere jaren. Verder is de grote spreiding in de oudere jaren mede het gevolg van een grote spreiding in bemesting. Het mestbeleid heeft geleid tot een bepaalde nivellering van de mestgiften, waardoor de spreiding in nitraatconcentraties ook kleiner is geworden.



Figuur 53 Box en whiskerplots van de verschillen tussen LMM-metingen in het drainwater van kleigebieden en samengestelde STONE-resultaten voor bedrijven per jaar. De boxen geven het 25-, het 50- en het 75-percentiel aan. De verticale lijnen geven het 10- en 90-percentiel aan. De eerste regel onder de figuur geeft het aantal waarnemingen aan en de tweede regel geeft het jaartal weer.

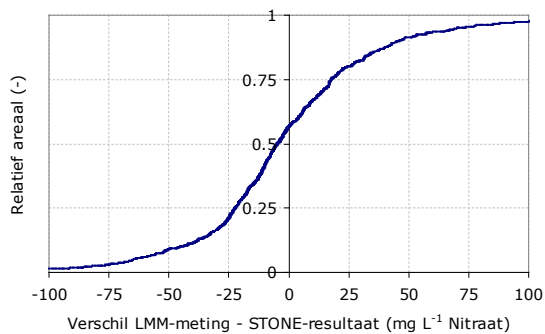
De verschillen tussen LMM en STONE zijn voor het drainwater in de kleigebieden voornamelijk negatief. Dat betekent dat STONE de nitraatconcentraties in het drainwater van kleigebieden overschat, met uitzondering van het resultaat voor 2000, 2003 en 2006. Vanaf 2004 zijn er meer dan 40 metingen per jaar en zijn de verschillen tussen LMM en STONE kleiner.

10.3 Validatie van STONE-resultaten

Eerst wordt het validatieresultaat van de gecombineerde datasets van zand- en kleigronden besproken. Deze vergelijking is uitgevoerd omdat de kalibratie ook gebaseerd is op de gecombineerde datasets van zand- en kleigronden.

Validatie zand+klei

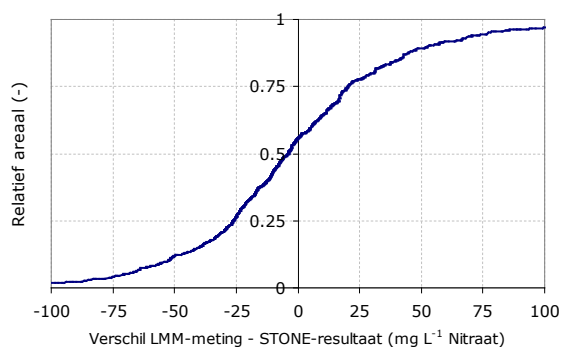
In de set grondwaterconcentraties in zandgebieden en drainwaterconcentraties in kleigebieden tussen 2007 en 2010 bedraagt de mediane waarde van het verschil tussen LMM en STONE -4.9 mg L^{-1} . Dit betekent dat STONE de nitraatconcentratie in deze periode enigszins overschat.



Figuur 54 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten van grondwaterconcentraties in het zandgebied en drainwaterconcentraties in het kleigebied voor de periode 2007 – 2010.

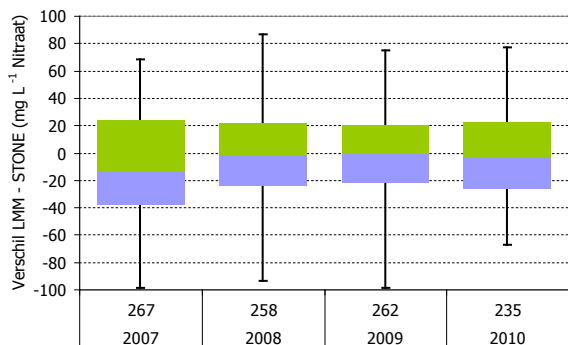
Validatie zand

In de set grondwaterconcentraties in zandgebieden tussen 2007 en 2010 bedraagt de mediane waarde van het verschil tussen LMM en STONE -3.9 mg L^{-1} (Figuur 55). Dit betekent dat STONE de nitraatconcentratie in deze periode enigszins overschat.



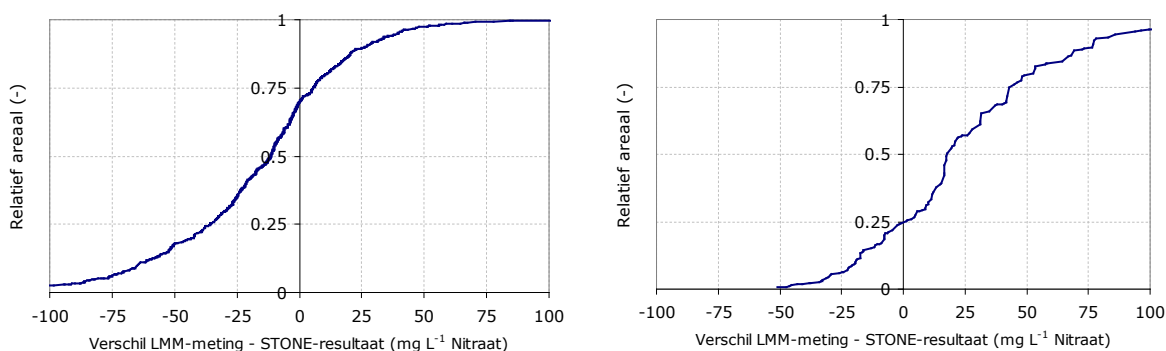
Figuur 55 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten van grondwaterconcentraties in het zandgebied voor de periode 2007 – 2010.

Het tijdverloop van de verschillen in deze periode is weergegeven in Figuur 56. De grootste afwijkingen treden op in 2007. In 2008, 2009 en 2010 zijn de afwijkingen kleiner.



Figuur 56 Box en whiskerplots van de verschillen tussen LMM-metingen in het grondwater van zandgebieden en samengestelde STONE-resultaten voor bedrijven per jaar. De boxen geven het 25-, het 50- en het 75-percentiel aan. De verticale lijnen geven het 10- en 90-percentiel aan. De eerste regel onder de figuur geeft het aantal waarnemingen aan en de tweede regel geeft het jaartal weer.

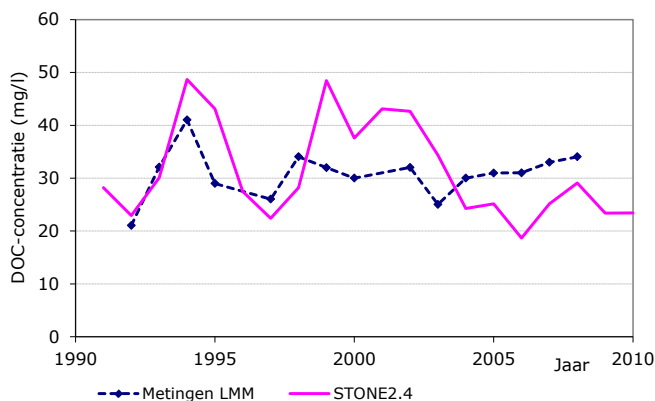
Een verder onderscheid is gemaakt in de bedrijfstypen. In de onderstaande figuren is het verschil tussen de nitraatconcentratie in LMM en berekend met STONE weergegeven voor melkveehouderij en voor akkerbouw (Figuur 57).



Figuur 57 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten voor melkveehouderij (links) en akkerbouw (rechts) van grondwaterconcentraties in het zandgebied voor de periode 2007 – 2010.

Voor de melkveehouderij op zandgrond bedraagt de mediane waarde van het verschil in grondwaterconcentraties tussen LMM en STONE bedraagt -11.4 mg L^{-1} en voor de akkerbouw op zandgrond is de mediane waarde $+17.7 \text{ mg L}^{-1}$. STONE overschat de nitraatgehalten in gronden met gras en mais en onderschat de concentraties onder akkerbouwgewassen.

In het grondwater van LMM-bedrijven worden een reeks chemische parameters geanalyseerd (Zwart et al., 2011). Een interessante parameter die zich laat vergelijken met STONE-resultaten is het gehalte aan opgeloste organische koolstof (DOC). DOC kan uit de STONE-resultaten worden berekend door een constante verhouding tussen het opgeloste organische stof (DOM) en het DOC. In STONE speelt DOM een belangrijke rol in de denitrificatie van nitraat in de zone direct boven en onder de grondwaterspiegel. Figuur 58 is het gemiddelde van de in LMM gemeten DOC-concentraties voor het zandgebied en het gemiddelde van de met STONE berekende gemiddelde DOC voor het zandgebied uitgezet als functie van de tijd.

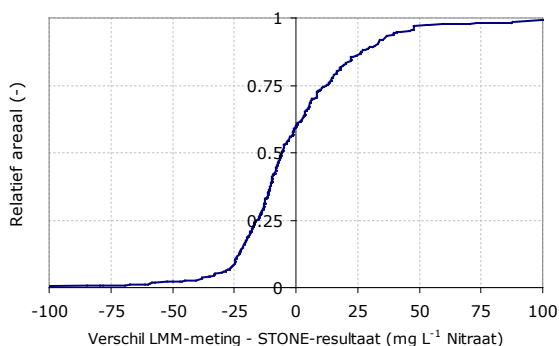


Figuur 58 Gemiddelde DOC-concentraties in het bovenste grondwater gemeten op de LMM-bedrijven en berekend met STONE voor het gehele zandgebied.

In Figuur 58 is te zien dat het gemiddelde niveau van ca. 30 mg L⁻¹ zoals dat in het bemonsterde grondwater werd aangetroffen door STONE goed wordt benaderd, maar dat de dynamiek van het tijdverloop minder goed wordt berekend. Tussen 1999 en 2003 berekent STONE hogere waarden en na 2004 berekent STONE lagere waarden dan de metingen van het LMM. De dynamiek in de jaren negentig tot en met 1998 lijkt redelijk goed berekend te worden. Bedacht moet worden dat DOC geen doelvariabele is waarop wordt gekalibreerd. DOC vormt een onderdeel in de berekening van de denitrificatie en oefent daarmee vooral in zandgronden een invloed uit op het nitraatgehalte.

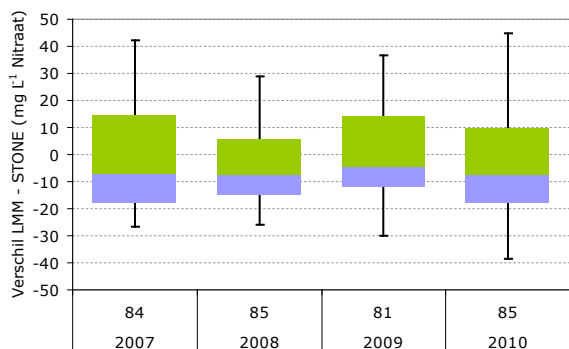
Validatie klei

In de set drainwaterconcentraties in kleigebieden tussen 2007 en 2010 bedraagt de mediane waarde van het verschil tussen LMM en STONE -5.8 mg L⁻¹. Dit betekent dat STONE de nitraatconcentratie in deze periode enigszins overschat.



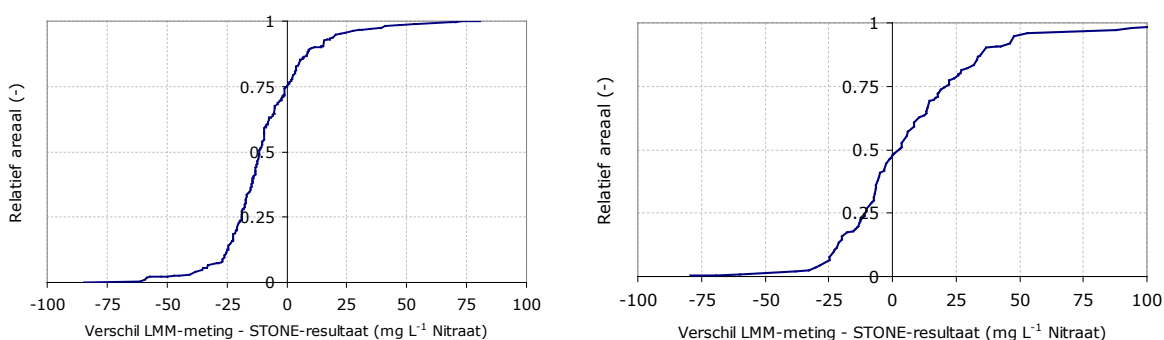
Figuur 59 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten van drainwaterconcentraties in het kleigebied voor de periode 2007 – 2010.

De afwijking treedt in alle vier validatiejaren in ongeveer gelijke mate op.



Figuur 60 Box en whiskerplots van de verschillen tussen LMM-metingen in het drainwater van kleigebieden en samengestelde STONE-resultaten voor bedrijven per jaar. De boxen geven het 25-, het 50- en het 75-percentiel aan. De verticale lijnen geven het 10- en 90-percentiel aan. De eerste regel onder de figuur geeft het aantal waarnemingen aan en de tweede regel geeft het jaartal weer.

Een verder onderscheid is gemaakt in de bedrijfstypen.



Figuur 61 Areaalgewogen cumulatieve frequentieverdeling van de verschillen tussen LMM-meting en de samengestelde STONE-resultaten voor melkveehouderij (links) en akkerbouw (rechts) van drainwaterconcentraties in het kleigebied voor de periode 2007 – 2010.

Voor de melkveehouderij op kleigrond bedraagt de mediane waarde van het verschil in drainwaterconcentraties tussen LMM en STONE -11.4 mg L^{-1} en voor de akkerbouw op kleigrond is de mediane waarde $+2.8 \text{ mg L}^{-1}$.

10.4 Discussie

Schematisering en representativiteit grondgebruik

Het STONE-model lijkt de nitraatconcentraties op de melkveehouderijbedrijven op zandgrond in gelijke mate te onderschatten en de nitraatconcentraties onder akkerbouw (vooral in de zandgebieden) wordt overschat. Hiervoor zijn verschillende verklaringen mogelijk:

- de koppeling van niet nader gespecificeerde STONE-landbouwplots aan akkerbouwbedrijven leidt mogelijk tot ruis. Aan een akkerbouwbedrijf op zand kunnen STONE-plots zijn gekoppeld met gras of mais en de grondsoort kan anders zijn (Tabel 27). Naarmate de aantallen in de 'validatie' populatie kleiner zijn, kan een dergelijke mismatch sterker doorwerken,
- de ligging van de akkerbouwbedrijven in LMM is mogelijk niet representatief voor de verspreiding van het akkerbouwareaal in STONE. Veel akkerbouwbedrijven in LMM liggen op meer moerige gronden in het Noordoosten van Nederland. Dit zou kunnen leiden tot een overschatting door STONE,
- de regionale verschillen tussen bemesting in LMM en bemesting in STONE werkt mogelijk ongunstig door op de verschillen in nitraatconcentraties.

Tabel 27

Verdeling over de zandgebieden van LMM-waarnemingen gebruikt in de validatie van STONE2.4 en de arealen van akkerbouw op zand.

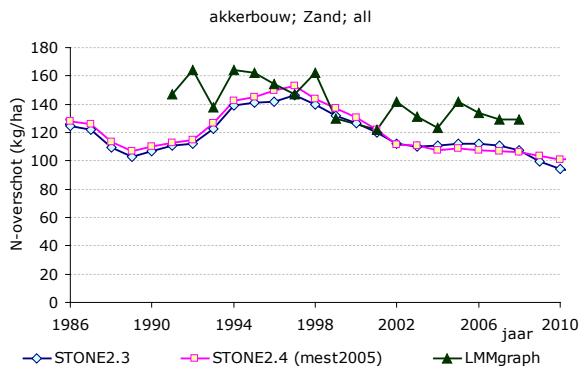
	Aantal LMM-waarnemingen	STONE-oppervlakte percentage
Noord	82%	55%
Centraal	6%	9%
Zuid	12%	36%

In STONE is het aandeel van het akkerbouw-zand areaal in het Noorden kleiner dan je op grond van de verdeling van de LMM-waarnemingen zou mogen veronderstellen.

N-overschotten

Vooral in het Noorden is er ook sprake van een mismatch van N-bemesting op akkerbouw. In de validatie van STONE2.3 (Salm et al., 2009) is gevonden dat het verschil tussen de mestgift op LMM-bedrijven en de mestinvoer voor STONE voor de periode 1992-2006 het grootst is voor Eems-grondwaterlichaam. In de invoer STONE is de N-gift voor dit gebied met gemiddeld $47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ onderschat. Voor het Maas-grondwaterlichaam bedraagt de onderschatting gemiddeld $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, grotendeels toe te schrijven aan de onderschatting van dierlijke mestgiften.

In de volgende figuur is een vergelijking gemaakt van het N-overschot dat door STONE wordt berekend voor akkerbouw op zand met de cijfers die gepubliceerd zijn op <http://www3.lei.wur.nl/lmmgraphs/Graph1.aspx>

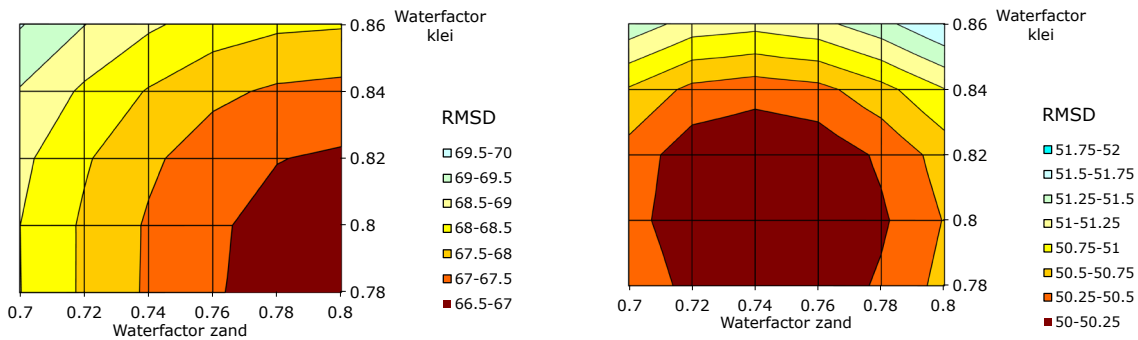


Figuur 62 In LMM bepaalde N-overschotten en met STONE berekende N-overschotten van akkerbouw op zandgrond.

Uit deze vergelijking volgt dat gemiddeld voor de periode 1991- 2008 het N-overschot van akkerbouw op zand in STONE 20 kg ha^{-1} lager ligt dan dat van de akkerbouwbedrijven in het LMM.

Keuze van periode

Op basis van de RMSD zoals gepresenteerd in Figuur 63 is de waterfactor voor zowel zandgrond als kleigrond vastgesteld op 0.8. In Figuur 63 is te zien dat de waarde voor zandgrond een uiterste waarde is in het traject waarvoor de berekeningen zijn uitgevoerd. Om de gevoeligheid van de keuze om de kalibratie te baseren op de periode tot en met 2006 en de periode tussen 2007 en 2010 te gebruiken voor validatie is de RMSD berekend voor twee alternatieve tijdvakken.

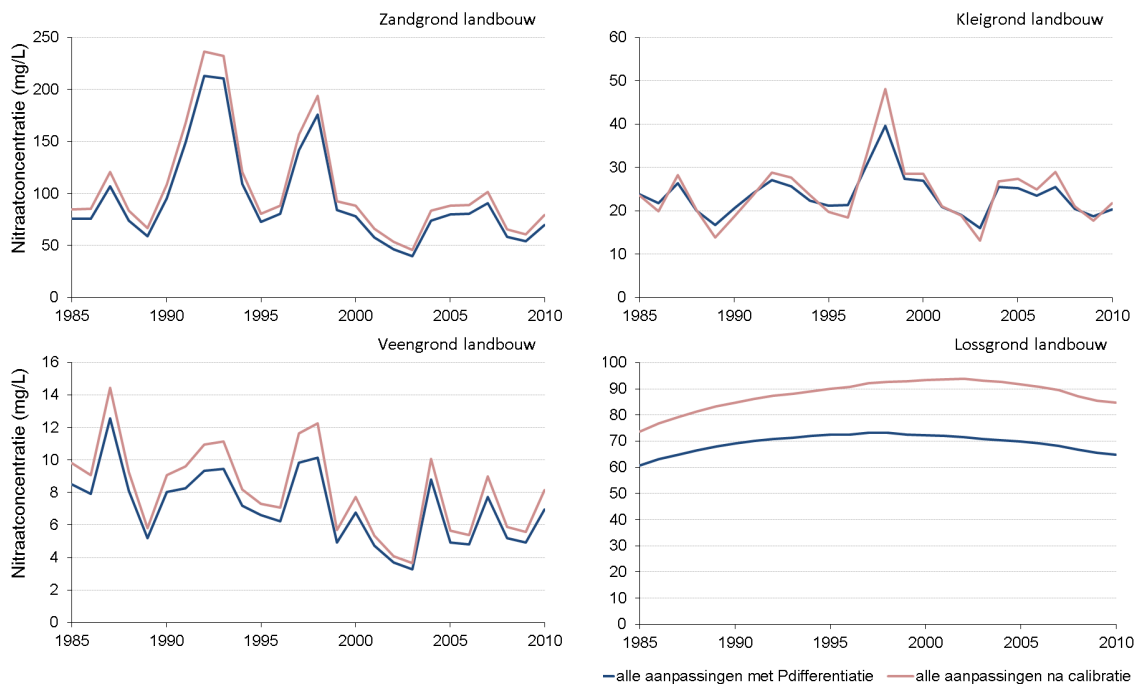


Figuur 63 RMSD van de vergelijking van STONE-resultaten met nitraatmetingen op LMM bedrijven in het tijdvak 1992 – 2005 (links) en het tijdvak 2007 – 2010 (rechts).

Als voor de kalibratie het tijdvak 1992 – 2005 gekozen zou zijn, zou de waterfactor voor zand evenals voor het tijdvak 1992 – 2006 op 0.8 zijn vastgesteld. De waterfactor voor klei zou echter op 0.78 zijn uitgekomen, iets lager dan de nu gevonden waarde. Voor het tijdvak 1992 – 2005 zijn 150 waarnemingen aan nitraat drainwater in het kleigebied beschikbaar in 2006 is het aantal 55. Als de kalibratie- en de validatieperiode andersom gekozen zouden zijn (1992 – 2006 voor validatie en 2007 – 2010 voor kalibratie), zou de waterfactor voor klei op dezelfde waarde zijn uitgekomen, maar de waterfactor voor zand op 0.74 zijn vastgesteld. De waarnemingen in het tweede tijdvak zouden leiden tot een lagere waterfactor voor zand. Tegen deze achtergrond is de keuze om de bovengrens van de waterfactor voor zand in de kalibratie niet hoger te kiezen goed te verdedigen.

10.5 Gevolgen voor nitraatconcentraties

Het effect van de bijstelling van de twee parameters voor het kritisch watergehalte waarboven denitrificatie optreedt in zand- en lössgronden en in klei- en veengronden is beoordeeld door de berekende nitraatconcentraties in het grondwater te vergelijken met de uitkomsten van de ongecalibreerde STONE-variant waarin de diverse wijzigingen gecombineerd zijn aangebracht. Voor de zandgronden leidt de aanpassing tot een stijging van 5 – 10 mg L⁻¹ in de periode na 2000. Voor kleigrond is het beeld wisselend. In enkele jaren worden hogere nitraatconcentraties berekend, terwijl in andere jaren lagere nitraatconcentraties worden berekend. In de jaren met hogere waarden neemt de concentratie toe. Voor de meest recente jaren is het effect van de genoemde bijstelling van het kritisch watergehalte gering. In veengronden is de relatieve verandering het grootst van alle grondsoorten, maar omdat de concentraties toch al laag zijn, is de absolute verandering relatief klein. Met de bijgestelde parameter wordt een toename van de concentratie berekend in de orde van grootte van 1 mg L⁻¹. De gevolgen voor de nitraatconcentratie in het grondwater onder lössgronden zijn groter (Tabel 28). Gemiddelde voor de verschillende gewassen is een toename te zien van 10 – 15 mg L⁻¹ waarbij vooral onder grasland de nitraatconcentratie toeneemt.



Figuur 64 Nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater onder landbouw op zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond van de gecombineerde aanpassingen met P-gedifferentieerde mestgiften en de uiteindelijke versie van STONE2.4 na kalibratie.

Tabel 28 laat zien dat door de kalibratie het nitraatgehalte met gemiddeld 10% toeneemt, waarbij vooral grasland op zandgrond en de gewassen op de lössgronden de grootste toename laten zien.

Tabel 28

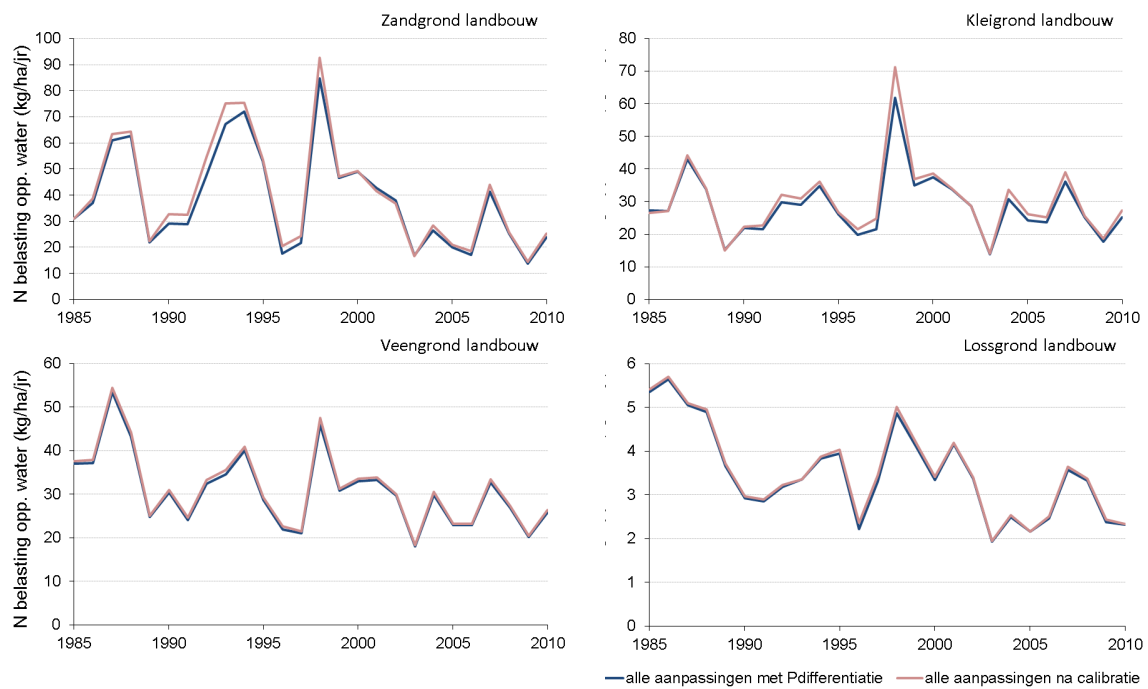
Procentuele verhoging van nitraatconcentratie in de periode 1986-2010 in zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw berekend met de uiteindelijke versie van STONE2.4 na kalibratie t.o.v. de Referentie met de combinatie van de aanpassingen incl. P-gedifferentieerde mestgiften.

Gewas	Grondsoort					Alle gronden
	Zand	Klei	Veen	Löss		
Akerbouw	7.6%	6.7%	16.8%	18.3%	7.7%	
Gras	14.5%	-8.4%	13.9%	33.3%	12.2%	
Snijmaïs	10.1%	11.5%	14.3%	31.6%	10.5%	
Gras+Snijmaïs	12.9%	-5.3%	14.0%	32.9%	11.6%	
Gemiddeld	11.7%	2.7%	15.0%	27.0%	10.4%	

10.6 Gevolgen voor N- en P-belasting van oppervlaktewater

Behalve voor het nitraatgehalte zijn ook de effecten van de kalibratie van de kritische watergehalten voor zand- en lössgronden en klei- en veengronden in beeld gebracht voor een N- en P-uitspoeling naar het oppervlaktewater. Voor de zandgronden is voor enkele jaren tot 2000 een effect te zien, daarna is het effect te verwaarlozen (Figuur 65). Gemiddeld wordt voor de periode 1985 – 2010 een verhoging berekend van 6%. Voor de kleigronden wordt in de meeste jaren in de genoemde periode een kleine verhoging van de N-uitspoeling berekend (Figuur 65). De verschillen tussen de gewassen in hun effect op de N-uitspoeling zijn groter dan voor de zandgronden (Tabel 29), maar gemiddeld wordt voor de kleigronden ook een 6% hogere N-uitspoeling berekend. Voor de veengronden worden heel kleine effecten op de N-uitspoeling berekend.

Het effect op de P-uitspoeling is voor alle gewas-bodemcombinaties nihil (Tabel 29) en is daarom ook niet grafisch weergegeven. De aanpassing van modelparameters die de denitrificatie in de zone net boven en net onder de grondwaterspiegel beïnvloeden heeft geen effect op de fosfaatspoeling.



Figuur 65 Stikstofbelasting van oppervlaktewater uit landbouwgronden, akkerbouw, gras, mais, zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond berekend met de uiteindelijke versie van STONE2.4 en met de Referentie met de combinatie van aanpassingen incl. P-gedifferentieerde mestgiften.

Tabel 29

Procentuele toename van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater uit zandgrond, kleigrond, veengrond en lössgrond met landbouw berekend met de uiteindelijke versie van STONE2.4 t.o.v. de Referentie met de combinatie van de aanpassingen incl. P-gedifferentieerde mestgiften.

Gewas	Toename N-belasting			Alle gronden	Toename P-belasting			
	Zand	Klei	Veen		Zand	Klei	Veen	Alle gronden
Akkerbouw	1.4%	8.9%	5.5%	6.3%	0%	0%	0%	0%
Gras	8.0%	-1.4%	1.3%	4.3%	0%	0%	0%	0%
Snijmaïs	4.4%	5.1%	3.3%	4.5%	0%	0%	0%	0%
Gras+Snijmaïs	6.9%	-0.7%	1.4%	4.3%	0%	0%	0%	0%
Gemiddeld	5.5%	5.6%	2.0%	5.1%	0%	0%	0%	0%

11 Aanpassingen naar aanleiding van eerste toekomstberekening

Een nadere analyse van de resultaten van een eerste rekenrun met toekomstige bemesting was de aanleiding om na de in hoofdstuk 10 beschreven kalibratie het model op enkele punten bij te stellen. Een nieuwe kalibratie heeft niet plaatsgevonden, omdat:

- bij de ingestelde waarden van de waterfactor voor zandgronden en de waterfactor voor klei- en veengronden de 'root mean squared differences' weinig gevoelig is. Bij een eventuele nieuwe kalibratie zou wellicht een andere optimale combinatie van de parameters gevonden kunnen worden, maar dit heeft weinig effect op de overall afwijking tussen modelvoorspelling en observaties,
- de kalibratie- en validatiemethode verschillende beperkingen kent door het schaalverschil tussen berekeningen en waarnemingen en door de discrepantie tussen verondersteld grondgebruik in STONE en daadwerkelijk grondgebruik,
- De laatste fase van de voorbereiding van STONE onder grote tijdsdruk stond en in een heel laat stadium de definitieve cijfers van de bemesting in STONE voor de periode tot en met 2010 zijn vastgesteld.

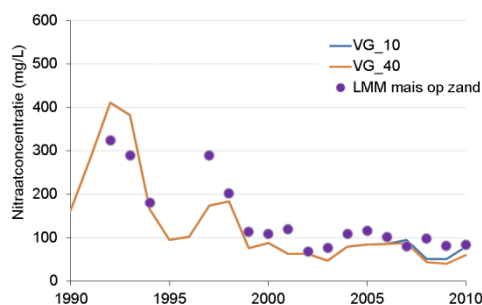
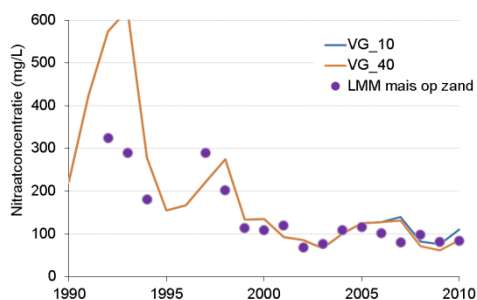
Bij elk punt van de bijstelling is beoordeeld wat het effect is op het nitraatgehalte in het grondwater door de uitkomsten te vergelijken met de gekalibreerde versie.

11.1 Bijstelling N-opname vanggewas na snijmaïs

In STONE2.3 is aan de hand van toen geldende inzichten verondersteld dat een vanggewas 40 kg ha^{-1} aan stikstof opneemt. Deze stikstof komt na het onderploegen geleidelijk vrij door afbraak en mineralisatie van de gewasresten. Vanuit de beleidsvragen voor EMW2012 was er geen aanleiding deze veronderstelling aan te passen. In de praktijk blijkt echter het getal van 40 kg ha^{-1} optimistisch te zijn en is in de berekeningen voor ex-ante EMW2012 op basis van informatie van Verhoeven en Schröder (2011) een getal van 10 kg ha^{-1} aangenomen.

Het effect van de modelaanpassing is dat de nitraatconcentratie onder snijmaïs in 2010 op de droge zandgronden 25 mg L^{-1} hoger wordt berekend en voor het gemiddeld van snijmaïs op alle zandgronden 19.4 mg L^{-1} hoger wordt berekend. Een vanggewas met een onttrekking van 10 kg ha^{-1} groeit bij een andere teelt van snijmaïs dan een vanggewas met een onttrekking van 40 kg ha^{-1} . In Stone versie 2.3 werd, in combinatie met de onttrekking van 40 kg ha^{-1} , mogelijk van een te hoge N-onttrekking op mais uitgegaan. Verhoeven en Schröder (2011) geven aan dat het verschil tussen beide onttrekkingsniveaus resulteert in ca. 8 mg L^{-1} . In STONE2.3 werd het effect overschat door een te gunstige N-opname in combinatie met een vanggewas dat nog 40 kg ha^{-1} kan onttrekken.

De resultaten van STONE2.4 zijn in fFiguur 66 vergeleken met nog niet gepubliceerde nitraatmetingen in percelen van het LMM met een voorgeschiedenis van tenminste drie jaar maïsteelt. De vergelijking is uitgevoerd voor zowel snijmaïs op droge zandgrond als voor het totale areaal snijmaïs op zand in STONE2.4. In deze figuren zijn resultaten weergegeven voor zowel een vanggewas met een onttrekking van 40 kg ha^{-1} als een vanggewas met een onttrekking van 10 kg ha^{-1} . De resulterende verschillen in nitraat stemmen redelijk overeen met de bevinding van Verhoeven en Schröder (2011).



Figuur 66 Met STONE2.4 berekende en in LMM gemeten nitraatconcentraties onder snijmaïs op droge zandgrond (links) en het totale areaal snijmaïs op zandgrond (rechts) voor twee N-opnameniveaus van het vanggewas (VG_10 en VG_40).

11.2 Bijstelling fosfaatopname bouwland

De eerste berekeningen met een toekomstvariant voor het P-gedifferentieerde mestbeleid lieten zien dat voor snijmaïs en voor akkerbouw hogere waarden van de fosfaatopname werden berekend dan door Ehlert et al. (2009) zijn vermeld. Deze auteurs geven de volgende mediaanwaarden voor de fosfaatafvoer door 25 landbouwgewassen in Nederland. Deze data zijn afkomstig van onderzoek en praktijk en zijn verzameld door Alterra, PRI, PPO en ASG. De data gelden voor de fosfaatklasse 'midden' met een fosfaattoestand die voldoende of ruim voldoende is voor landbouwproductie.

Tabel 30

Mediaanwaarden van de fosfaatafvoer door landbouwgewassen in Nederland van gronden met fosfaatklasse 'midden (bron: Ehlert et al., 2009).

Gewas	Fosfaatafvoer (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹ P ₂ O ₅)	Gewas	Fosfaatafvoer (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹ P ₂ O ₅)	Gewas	Fosfaatafvoer (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹ P ₂ O ₅)
Gras	95	Doperwt	15	Zaaiui	37
Luzerne, 1 ^e jaars	72	Wintergerst	54	Vlas	42
Snijmaïs	64	Zomergerst	44	Lelie	34
Korrelmaïs	60	Graszaad, Eng.raai	39	Tulp	48
Consumptieaardappel	55	Peen	64	Appel	19
Pootaardappel	31	Wintertarwe	61	Peer	18
Zetmeelaardappel	49	Zomertarwe	47	Laan- en parkbomen	44
Suikerbiet	54	Triticale	61		
Stamslaboon	20	Plantui	67		

Rond deze getallen kan een aanzienlijke spreiding bestaan, maar wel was duidelijk dat STONE de fosfaatopname overschatte. De door de MEBOT-module berekende P-opname is daarom met 7% verminderd voor akkerbouw op kleigrond en met 15% verminderd voor akkerbouw op zandgrond. De uiteindelijk met STONE berekende fosfaatafvoer in 2010 is vermeld in Tabel 31. De fosfaatafvoer door grasland zoals berekend met STONE komt gemiddeld precies overeen met het door Ehlert et al. vermeldde getal. Voor snijmaïs overschat STONE het door Ehlert et al genoemde getal van 64 kg ha⁻¹ jr⁻¹ P₂O₅ met 6 kg ha⁻¹ jr⁻¹ en voor akkerbouw overschat STONE het empirische getal van gemiddeld 50 – 55 kg ha⁻¹ jr⁻¹ met ca. 6 kg ha⁻¹ jr⁻¹. De STONE-resultaten zijn het gemiddelde van fosfaatklassen per grondsoort. Een oorzaak van de overschatting door STONE kan zijn dat dat het areaal grond met fosfaatklasse 'hoog' groter is dan de andere klassen en dat daardoor de resultaten van deze klasse relatief zwaarder meetellen in het gemiddelde.

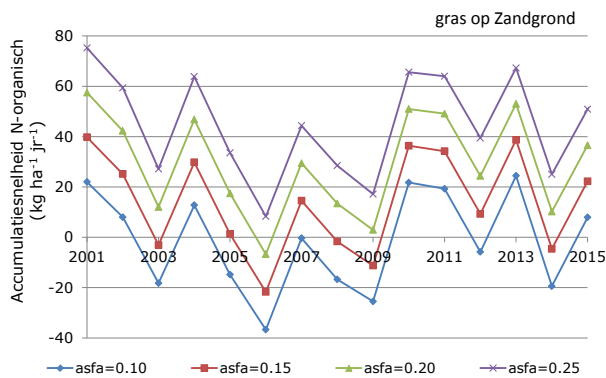
Tabel 31

Door STONE2.4 berekende fosfaatafvoer in 2010 voor verschillende bodem-gewascombinaties.

Grondsoort	Fosfaatafvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$)		
	Akkerbouw	Grasland	Snijmaïs
Zandgrond	52	91	70
Kleigrond	61	98	72
Veengrond	64	100	64
Gemiddeld alle gronden	58	95	70

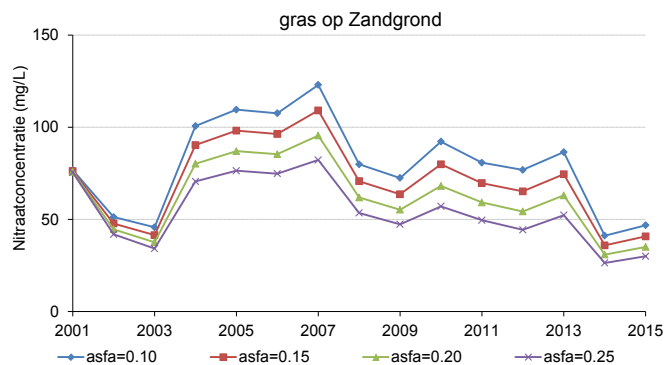
11.3 Bijstelling mineralisatie van gewasresten grasland

De resultaten van de eerste berekening met een toekomstscenario waren ook aanleiding voor een bijstelling van de assimilatie/dissimilatie verhouding van gewasresten van grasland. Deze parameter stond in STONE2.3 op een lage waarde om voldoende minerale stikstof in de wortelzone van grasland ter beschikking te hebben voor gewasopname. Bij de vorming van STONE2.1 is voor deze waarde gekozen om de door QUADMOD opgelegde gewasopname ook met ANIMO te kunnen realiseren. Deze lage waarde leidde er echter in de kandidaat-versie van STONE2.4 toe dat de hoeveelheid organische stof onder grasland zou dalen en dit is niet volgens de verwachting. Deze parameter (*asfa*) is bijgesteld van 0.1 naar 0.2. Figuur 67 laat de accumulatiesnelheid zien voor vier waarden van de assimilatie/dissimilatie factor.



Figuur 67 Accumulatiesnelheid van N-organisch onder grasland bij vier waarden van de assimilatie/dissimilatiefactor.

Door de bijstelling is de gemiddelde waarde van de accumulatiesnelheid van $-1.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ naar $29.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ gegaan. Deze laatste waarde wordt als meer realistisch gezien voor permanent grasland dan de eerstgenoemde waarde. Het effect van de zgn. *asfa*-waarde van gewasresten van grasland op de nitratieconcentratie is weergegeven in Figuur 68. Hieruit blijkt dat de nitraatconcentratie gevoelig is voor deze parameter. De keuze voor de waarde 0.2 is mede tot stand gekomen na een vergelijking van het eindresultaat t.a.v. nitraat met de metingen in het LMM voor graslandbedrijven.



Figuur 68 Nitraatgehalte van het bovenste grondwater onder grasland bij vier waarden van de assimilatie/dissimilatiefactor.

11.4 Bijstelling denitrificatiesnelheid

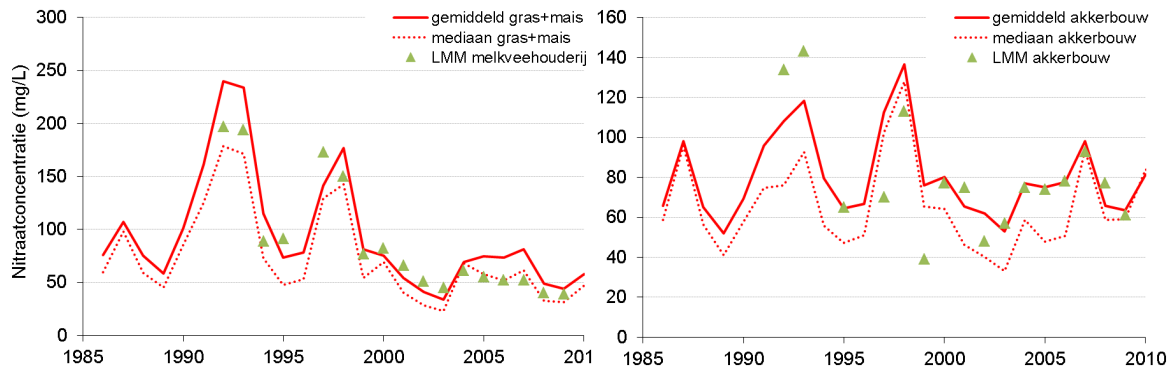
De bijstelling in de in Par 11.3 genoemde parameter voor de mineralisatie van gewasresten van grasland en de vergelijking met nitraatmetingen in het LMM leidde ertoe de halfconcentratiewaarde in de Monod-vergelijking voor denitrificatie en de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof in het grondwater verder kritisch te beschouwen. Deze twee parameters waren in de kalibratie van STONE op basis van de resultaten van verkennende berekeningen op een constante waarde gesteld. Verdere controles, een vergelijking met eerdere versies van STONE en een vergelijking met literatuur leidde ertoe deze parameters bij te stellen:

- De halfconcentratiewaarde in de Monod-vergelijking is bijgesteld van 0.3 naar 0.03 kg N m⁻³ en komt daarmee beter overeen met de waarde voor droge zandgronden zoals vermeld in Heinen (2006). In zandgronden geldt deze parameter vanaf de diepte GLG – 1 meter en in kleigronden geldt deze parameter vanaf GLG.
- De reductiefactor die wordt toegepast op de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof (DOM) in het grondwater is bijgesteld van 0.05 naar 0.117 en krijgt daarmee de waarde zoals gebruikt in de studie naar de Toetsdiepte van nitraat (Groenendijk et al., 2008).

De effecten van deze wijzigingen zijn beoordeeld door een vergelijking van de nitraatgehalten in het grondwater met de uitkomsten van de gekalibreerde STONE-versie. Geconstateerd werd dat het nitraatgehalte van het grondwater niet erg gevoelig is voor halfconcentratiewaarde in de Monod-vergelijking. Verder werd geconstateerd dat de bijstelling van de reductiefactor voor afbraak van DOM in het grondwater compenserend werkt voor de bijstelling van de afbraaksnelheid van DOM zoals is beschreven in Par. 5.4.

11.5 Vergelijking nitraatconcentraties STONE2.4 met metingen in LMM

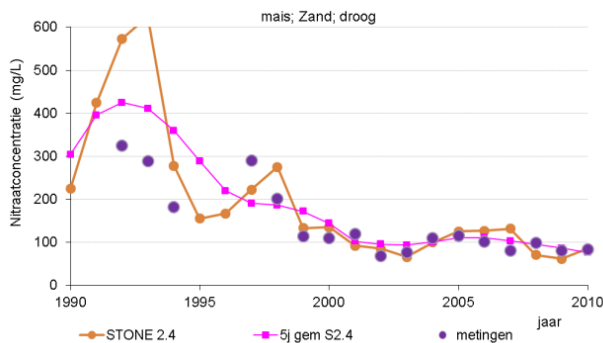
Zoals in eerdere paragrafen is beschreven zijn na de kalibratie van STONE nog enkel parameters bijgesteld naar aanleiding van de eerste voorlopige resultaten van een toekomstvariant. Na deze bijstelling is omwille van de hoge tijdsdruk een tweede formele kalibratie achterwege gelaten. Wel is stapsgewijs een vergelijking uitgevoerd van de resultaten van de gewijzigde versie met de resultaten van de gekalibreerde versie. Verder is een vergelijking uitgevoerd van de berekende nitraatgehalten met het in LMM gemeten nitraat in grondwater (Figuur 69).



Figuur 69 Vergelijking van berekende en gemeten nitraatconcentraties in de bovenste meter van het grondwater in het zandgebied.

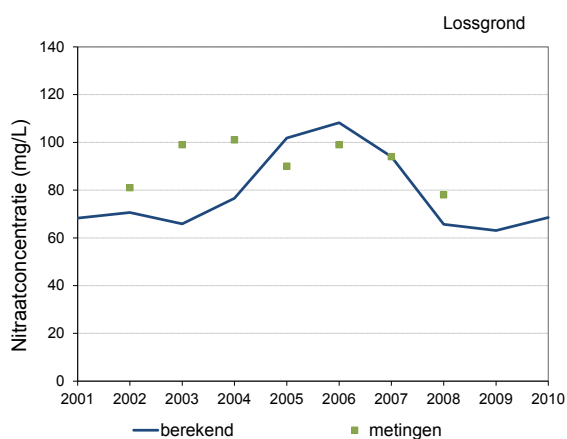
Op landelijke schaal is STONE in staat om de trends als gevolg van weerjaren en als gevolg van bemesting adequaat te simuleren. Voor de categorie gras+snijmaïs op zandgronden bestaat een goede overeenstemming tussen de gesimuleerde mediaane nitraatconcentratie en de nitraatconcentratie zoals waargenomen in LMM op melkveebedrijven. Voor akkerbouw op zand bestaat een goede overeenstemming tussen de gesimuleerde gemiddelde nitraatconcentratie en de waargenomen concentraties in LMM op akkerbouwbedrijven.

Voor snijmaïs op de droge zandgronden is een aanvullende analyse uitgevoerd met nog niet gepubliceerde gegevens van het RIVM. In Figuur 70 is de jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties en het 5-jarig voortschrijdend gemiddelde nitraatconcentratie uitgezet tegen de tijd, evenals de gemeten nitraatconcentratie in percelen met snijmaïs. De berekende 5-jarig gemiddelde nitraatconcentraties tonen vanaf 2003 een goede overeenkomst met de metingen. In de jaarlijkse nitraatconcentraties is meer variabiliteit zichtbaar. Tussen de jaren 1998 en 2005 tonen de jaarlijkse nitraatconcentraties een goede overeenkomst met de metingen.



Figuur 70 Berekende en gemeten nitraatconcentraties onder snijmaïs op droge zandgrond met GtVII en GtVII*.

Aanvullend zijn voor het lössgebied ook de nitraatgehalten in het bodemvocht op 1.5 – 3 meter diepte van de belangrijkste lössplots vergeleken met gerapporteerde bodemvochtconcentraties in het LMM (Figuur 71).



Figuur 71 Vergelijking van berekende en gemeten nitraatconcentraties in het bodemvocht tussen 1.5 en 3 meter diepte van lössgronden.

In de jaren 2002, 2003 en 2004 overschat STONE de gemeten bodemvochtconcentraties, maar in de jaren 2005 t/m 2008 is er sprake van een redelijk goede overeenkomst. De dynamiek in de berekende concentraties is groter dan de metingen aangeven. Opgemerkt wordt dat het aantal STONE-plots waarvoor een gemiddelde nitraatconcentratie is berekend erg klein is en dat daarom geen harde conclusies uit deze vergelijking getrokken mogen worden.

Samenvattend kan gesteld worden dat de vergelijking van gemiddelde berekende nitraatconcentraties voor verschillende bedrijfstypen, voor snijmaïs en voor lössgronden een bevredigende overeenstemming te zien geeft. Voor het doel van het voorspellen van landelijk gemiddelde concentraties als gevolg van rekenvarianten van bemesting is STONE2.4 bruikbaar. Daarmee is nog niet aangetoond dat STONE voor de verschillende grondsoort en gewascombinaties valide is. De discussies in hoofdstuk 10 en de ervaringen van Van der Salm et al. (2009) laten zien dat de onzekerheid toe neemt naarmate de ruimtelijke schaal van de uitspraken groter wordt. Uitspraken voor bodem-gewas-regio combinaties over het wel of niet halen van de 50 mg L^{-1} nitraatdoelstelling zullen in een aantal gevallen niet sterk onderbouwd zijn, maar de trends die uit de modelresultaten afgeleid kunnen worden, worden wel betrouwbaar geacht.

12 Discussie en conclusies

Sinds de vorming van STONE2.3 en de toepassing voor de Evaluatie Meststoffenwet2007 is het model regelmatig toegepast. De verschillende toepassingen brachten allen onvolkomenheden aan het licht. Een aantal bugfixes waren nodig en ook de update van gegevens over gewasopname en hydrologie. Echter, de grootste wijziging was nodig in de berekening van de fosfaattoestandsparementers om het model geschikt te maken voor het doorrekenen van scenario's waarin P-gedifferentieerde gebruiksnormen worden opgelegd en waarin de bemesting afhankelijk is van het Pw- of P-AL-getal van de bodem.

De aanpassingen in STONE betreffen:

- Update en bugfixes in de hydrologie van STONE zoals deze is berekend met het SWAP-model. Voor de lössgronden is een beter bij het Zuid-Limburgse landschap passende onderrandvoorwaarde gekozen.
- Aanpassingen van de bodemchemische en geochemische schematisering t.a.v. het organische stofgehalte, het (AL+Fe)_{ox}-gehalte.
- Aanpassingen aan de verdeling van organische stof bij het begin van een modelrun met STONE, aanpassingen aan parameters van de pools met gewasresten en aanpassingen aan de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof.
- Aanpassingen van de achtergrondconcentraties in het bovenste grondwater, de concentraties van N en P in kwelwater en in infiltrerend oppervlaktewater.
- Een uitbreiding van de gewasopnamemodule met een beschrijving van de P-respons en een update van weerjaarafhankelijke droge stofopbrengsten tot en met 2010.
- De beschrijving van de bemesting welke vanaf 2010 afhankelijk is van het Pw- en P-AL-getal. Daarvoor waren nodig:
 - Een aanpassing van de fosfaatkunstmestgiften in de periode 1941 – 1985.
 - De bijstelling een parameter voor de sorptie van fosfaat aan de bodem.
 - De aanpassing van de bemestingsdiepte voor grasland.
 - Het beschrijven van ploegen van bouwland en scheuren van grasland.
 - Het afleiden van een nieuwe empirische formule voor het P-AL-getal en het inregelen van de parameters van deze formule.
 - Het implementeren van beslisregels voor de keuze per plot uit drie bemestings-invoerbestanden waarin de bemestingen voor de klasse 'laag', 'midden' en 'hoog' zijn gespecificeerd.
- De aanpassing van het kritisch watergehalte waarboven denitrificatie optreedt door middel van kalibratie van STONE aan gemeten nitraatconcentraties in het LMM.
- De stikstofopname van een vanggewas na snijmaïs.
- De bijstelling van de fosfaatopname door akkerbouw op zandgrond n kleigrond.
- De bijstelling van de mineralisatiesnelheid van gewasresten van grasland.
- De bijstelling van de denitrificatiesnelheid in en net boven het grondwater.

Door de bijstellingen is een versie van STONE verkregen welke voor het doel van het voorspellen van landelijk gemiddelde concentraties op verschillende gebruiksnomen bruikbaar is. Dit onderzoek heeft niet aangetoond dat STONE voor de verschillende afzonderlijke grondsoort en gewascombinaties valide is. De ervaring leert dat de onzekerheid toe neemt naarmate de ruimtelijke schaal van de uitspraken groter wordt. Uitspraken voor bodem-gewas-regio combinaties t.a.v. het wel- of niet halen van de 50 mg L⁻¹ nitraatdoelstelling zullen in een aantal gevallen niet stevig onderbouwd zijn. De trends die uit de modelresultaten afgeleid kunnen worden, worden wel plausibel geacht.

Veranderingen die specifiek zijn voor de beschrijving van het fosfaatgehalte en het daarmee samenhangende Pw- en P-AL-getal hebben weinig of geen effect op de nitraatconcentraties en de N-uitspoeling naar het grondwater en anderzijds hebben veranderingen die specifiek zijn voor de denitrificatie net boven het grondwater geen gevolgen voor de P-uitspoeling naar het

oppervlaktewater. De veranderingen in het model die ingrijpen op de organische stofhuishouding hebben zowel voor nitraat als voor de N- en P-uitspoeling naar het oppervlaktewater gevolgen.

De grootste effecten werden berekend door de aanpassingen in de organische stofdynamiek van de bovengrond. De organische stofkringloop is sturend voor de mineralisatie van N en P en heeft grote gevolgen voor het nitraatgehalte in het grondwater. Sinds de vorming van STONE2.0 is bij elke nieuwe versie een wijziging in één of enkele parameters aangebracht. De reden hiervan is dat 1) de parameters op zich moeilijk zijn in te schatten omdat ze niet direct aan meetbare grootheden zijn te relateren en 2) de feedback van het gehalte minerale stikstof in de bodem naar de gewasopname slecht is beschreven. Voor de vorming van STONE2.0 is ervoor gekozen om de gewasopname te berekenen met het QUADMOT-model. Door schaalverschillen en door verschillen in procesbeschrijvingen is de feedback moeilijk te beschrijven. Het gevolg is dat met nieuwe cijfers van bemesting en / of nieuwe cijfers van gewasopname er een nieuwe hoeveelheid N-overschot in de bodem achterblijft. Om de beschikbaarheid van stikstof die opneembaar is voor gewasgroei en om het overschot te "vertalen" naar realistische nitraatconcentraties in het grondwater is een aanpassing van de mineralisatie en/of de denitrificatie de enige manier om binnen ANIMO de twee uitgangspunten te matchen. Idealiter zou de terugkoppeling tussen bemestingstijdstip, bemestingsniveau en gewasopname beter op elkaar zijn afgestemd en zou het tot overeenstemming brengen van de verschillende doelen via enkele aanpassingen van bodemkundige processen niet meer hoeven plaatsvinden. Aanbevolen wordt om de mogelijkheid van het samenstellen van een geïntegreerd model voor agrohydrologie – gewasgroei – nutriëntendynamiek te verkennen.

Bij de kalibratie van parameters in STONE op de nitraatmetingen in het LMM doen zich verschillende problemen voor die de waarde van de ijking en de toetsing nuanceren:

- Het LMM is niet ontworpen voor het doel van de ijking en toetsing van een landsdekkend model;
- In het LMM lijkt er een bias te bestaan t.a.v. de akkerbouw op zandgrond. In de metingen is het Noordelijk zandgebied oververtegenwoordigd, terwijl het Zuidelijk zandgebied is ondervertegenwoordigd;
- De stikstofoverschotten in de jaren voor de meting bepalen in grote mate de nitraatconcentratie in een grondwatermonster. De schaal waarop in STONE stikstofoverschotten worden berekend verschilt van de schaal waarop bedrijfsoverschotten of perceelsoverschotten worden berekend.
- De metingen worden voornamelijk uitgevoerd op de plaatsen waarvan verwacht mag worden dat de grondwaterstroming verticaal en neerwaarts is gericht, terwijl in STONE de perceelsgemiddelde nitraatconcentratie wordt berekend voor water in de verzadigde zone waarbij wordt aangenomen dat er ook een horizontale stromingscomponent aanwezig is i.v.m. de afvoer naar een nabij gelegen waterloop.
- STONE gaat uit van percelen en gewassen en LMM presenteert de bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties. De nitraatconcentraties in STONE betreffen van gridwaarden afgeleide perceelsgemiddelde concentraties, terwijl in LMM de metingen gebaseerd zijn op bedrijfsgemiddelde waarden
- Voor een aanzienlijk aantal meetpunten blijkt er een mismatch te bestaan tussen het landgebruik in LMM en het landgebruik in STONE (Van der Salm et al, 2009);
- De karakterisering van de bodem in LMM is afgeleid van de bodemkaart, in STONE zijn andere bodemkaarten gebruikt en in de praktijk kan de meetplek een andere bodem zijn dan is aangegeven op de gebruikte kaarten.

Het door Van der Salm et al (2009) opgestelde protocol voor de validatie van STONE aan nitraatmetingen gaat uit van een vergelijking die ondanks de hierboven genoemde beperking het meest recht doet aan de metingen. Desondanks heeft de vergelijking een beperkte waarde. Voor de ijking en toetsing van STONE is het wenselijk om de beschikking te hebben over metingen en meetseries op permanente plaatsen waarvan de bodem, het landgebruik, de hydrologie en de mestaanwending op adequate wijze zijn beschreven.

Referenties

- Aarts H.F.M., D.W. Bussink, I.E. Hoving, H.G. van der Meer, R.L.M. Schils en G.L. Velthof, 2002. Milieutechnische en landbouwkundige effecten van graslandvernieuwing (een verkenning aan de hand van praktijksituaties). Wageningen, Plant research International, Rapport 41A.
- Aarts, H.F.M., D.J. den Boer, J.C. van Middelkoop en J. Oenema, 2008. Landbouwkundige gevolgen van het aanscherpen en differentiëren van fosfaatgebruiksnormen voor de melkveehouderij. Wageningen, Plant Research International, Rapport 166.
- Ajiboye, B., O.O. Akinremi en G.J. Racz, 2004. Laboratory Characterization of Phosphorus in Fresh and Oven-Dried Organic Amendments. *J. Environ. Qual.* 33:1062–1069.
- Barnett, G.M., 1994. Manure fractionation. *Bioresource Technology* 49: 149 – 155.
- Boekel, E.M.P.M. van, 2009a. Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE-model. Organisch stofgehalte in de ondergrond. Wageningen, Alterra, Rapport 1830.
- Boekel, E.M.P.M. van, 2009b. Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE-model. Schatting van het ammonium oxalaat extraheerbare aluminium- en ijzergehalte. Wageningen, Alterra, Rapport 1831.
- Boekel, E.M.P.M. van, P. Bogaart, L.P.A. van Gerven, T. van Hattum, R.A.L. Kselik, H.T.L. Massop, H.M. Mulder, P.E.V. van Walsum en F.J.E. van der Bolt, 2012. Evaluatie Landbouw en KRW. Evaluatie meststoffenwet 2012: deelrapport ex post. Wageningen, Alterra, Rapport 2326.
- Boumans, L.J.M. en B. Fraters, 2011. Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de zandregio en de invloed van het mestbeleid. Bilthoven, RIVM, Rapport 680717020/2011.
- Clevering, O.A. en P.J.T. van Bakel, 2006. Helpt het verhogen van het zomerpeil om droogteschade te verminderen in Flevoland? Literatuurstudie en simulatie van opbrengst van consumptieaardappel bij verschillende zomerpeilen en bodemprofielen in Oostelijk Flevoland. Lelystad, PPO-AGV, (<http://edepot.wur.nl/42724>).
- De Haan, B.J., J.D. van Dam, W.J. Willems, M.W. van Schijndel, S.M. van der Sluis, G.J. van den Born en J.J.M. van Grinsven, 2009. Emissiearm bemesten geëvalueerd. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publicatie 500155001.
- De Ruijter, F.J. en J.G. Conijn, 2010. Quadmod parameterisatie van de P respons van grasland, akkerbouw- en groentegewassen in Nederland, Wageningen, Plant Research International, Rapport 370.
- De Vries, F., 1999. Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 654.
- Ehlert, P.A.I., O.F. Schoumans, D.J. Brus, W.J.M. de Groot, R. Visschers en M. Pleijter, 2005. Protocol voor het aanwijzen van gronden die in aanmerking komen voor een verhoogde gebruiksnorm voor fosfaat. Wageningen, Alterra, Rapport 1201.
- Ehlert, P.A.I., P.H.M. Dekker, J.R. van der Schoot, R. Visschers, J.C. van Middelkoop, M.P. van der Maas, A.A. Pronk en A.M. van Dam, 2009. Fosforgehalten en fosfaatafvoercijfers van landbouwgewassen: eindrapportage. Wageningen, Alterra, Rapport 1773.
- Fest, E.P.M.J., E.J.M. Temminghoff, J. Griffioen, B. Van Der Grift en W.H. Van Riemsdijk, 2007. Groundwater chemistry of Al under Dutch sandy soils: Effects of land use and depth. *Applied Geochemistry* **22** (7) 1427-1438.
- Finke, P.A., J.J. de Gruijter en R. Visschers, 2001. Status 2001 Landelijke Steekproef Kaarteenheden en toepassingen. Wageningen, Alterra, Rapport 389.
- Frapporti, G., S.P. Vriend en P.F.M. Van Gaans, 1993. Hydrogeochemistry of the shallow Dutch groundwater: interpretation of the national Groundwater Quality Monitoring Network. *Water Resources Research* **29** (9): 2993-3004.
- Griffioen, J., D.J. Huisman, J.H.A. Bosch, F.D. de Lang en H.J.T. Weerts, 2000. Geologische parameterisatie van de Nederlandse ondergrond ten behoeve van het STONE-model. NITG-TNO, Delft.
- Griffioen, J., R. Heerdink, L. Maring, S. Vermooten, D. Maljeres en J. Hettelaar, 2006. Enkele lithologische en (Hydro)geochemische karakteristieken van de ondergrondparameterisering in het landelijk nutriëntenemissiemodel STONE. TNO-rapport 2006-U-R0161/A, Utrecht.

-
- Groenendijk, P., H.P. Oosterom, en J. Roelsma, 2001. Implementatie van QUADMOD voor gewasopname in STONE. Wageningen, Alterra, Intern rapport.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud, J. Roelsma, G.M.C.M. Jansen, S. Jansen, R. Heerdink, J. Griffioen, B. van der Grift, 2008. A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Modelling nitrate leaching and the fate of nitrogen in the upper 5 meter of the groundwater system. Wageningen, Alterra, Report 1820.
- Groenendijk, P., R.F.A. Hendriks en L.V. Renaud, 2013. Prediction of nutrient leaching to groundwater and surface waters and greenhouse gas emissions from soil. Process descriptions of the ANIMO4.1 model. Wageningen, Alterra, Report in prep.
- Gurpal S. Toor, G.S., S. Hunger, J. D. Peak, J. Th. Sims en D.L. Sparks, 2006. Advances in the characterization of phosphorus in organic wastes: environmental and agronomic applications. *Advances in Agronomy* **89**, 1:72.
- Hassink, J. 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biology and fertility* **14** (2) 126 – 134.
- Hassink, J. ennd A.P. Whitmore, 1997. A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils. *Soil Science Society of America Journal* **61** (1) 131 – 139.
- Heinen, M., 2003. A simple denitrification model? Literature review, sensitivity analysis, and application. Wageningen, Alterra, Report 690.
- Heinen, M. 2006. Simplified denitrification models: overview and properties. *Geoderma* **133** (3-4) 444 – 463.
- Hendriks, R.F.A. en J.J.H. van den Akker, 2012. Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden. Modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater. Wageningen, Alterra, Rapport 2354.
- Kroon, T., Peter Finke, I Peereboom en A Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. Lelystad, RIZA, RIZA-rapport 2001.017.
- Massop. H. Th. L, I. Peereboom, W.J. de Lange, M.J.H. Pastoors, P.J.T. van Bakel, J. Hoogewoud en T. Kroon. In prep. Relatie grondwater- oppervlaktewater. Landsdekkende parametrisatie van het topsysteem. Alterra-rapport 1398.
- Overbeek, G.B.J., A. Tiktak, A.H.W. Beusen en P.J.T.M. van Puijenbroek, 2000. Partial Validation of the Dutch Model for Emission and Transport of Nutrients (STONE). In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy. The Scientific World (2001) 1(S2), 194 – 199.
- Parton, W.J., J.W.B. Stewart en C.V. Cole, 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Reijneveld, A., J. van Wensem en O. Oenema, 2009. Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma* 152 (3-4) 231-238.
- Reijneveld, J.A., P.A.I. Ehlert, A.J. Termorshuizen en O. Oenema, 2010. Changes in the soil phosphorus status of agricultural land in the Netherlands during the 20th century. *Soil Use and Management* 26 (4): 399–411.
- Riffaldi, R., A. Saviozzi en R. Levi-Minzi, 1996. Carbon mineralization as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils* 22: 293 – 298.
- Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, G.B.M. Heuvelink en T.C. van Leeuwen, 2009. Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. WOT-werkdocument 157
- Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D. Brus, B. Kempen en T. van Leeuwen, 2011. Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK). Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 228.
- Schoumans, O. F. en A. Breeuwsma. 1997. The relation between accumulation and leaching of phosphorus: Laboratory, field and modeling results. In: H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes, and A.E. Johnston (eds.), Phosphorus loss from soil to water. CAB International Press, Cambridge, England. Pp. 361-363.
- Schoumans, O.F. en P. Groenendijk, 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of environmental quality* **29** (1): 111-116.

- Schournans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H. F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Wageningen, Alterra, Rapport 552.
- Schournans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L.V. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 730.6.
- Schreuder, R., W. van Dijk, P. van Asperen, J. de Boer en J.R. van der Schoot, 2008. MEBOT 1.01. Beschrijving van Milieu- en bedrijfsmodel voor de Open Teelten. Lelystad, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. PPO-rapport 373.
- Schröder J.J., A.G. Jansen en G.J. Hilhorst, 2005. Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management* 21: 196–204.
- Sharpley, A. en B. Moyer, 2000. Phosphorus Forms in Manure and Compost and Their Release during Simulated Rainfall. *J. Environ. Qual.* 29: 1462 – 1469.
- Ten Berge, H.F.M., J.C.M. Withagen, F.J. de Ruijter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meer, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops: QUAD-MOO parameterisatie en extensie voor STONE applicatie. Wageningen, Plant Research International, Report 24.
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden en J.J.T.I. Boesten, 2003. The GeoPEARL model. Model description, applications and manual. Bilthoven, RIVM, report 716601007/2003
- Toor, G.S., S. Hunger, J.D. Peak, J.T. Sims en D.L. Sparks, 2006. Advances in the Characterization of Phosphorus in Organic Wastes: Environmental and Agronomic Applications, In: D.L. Sparks, (Ed), *Advances in Agronomy*, Academic Press, 89, 1-72.
- Van Bakel, P.J.T., T. Kroon, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, H.Th.L. Massop en D.J.J. Walvoort, 2007. Reparatie Hydrologie voor STONE 2.1. Beschrijving reparatie-acties, analyse resultaten en beoordeling plausibiliteit. WOT-werkdocument 81.
- Van Bakel, P.J.T., H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, M.J.H. Pastoors en T. Kroon, 2008. Actualisatie Hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets. WOT-rapport 57.
- Van Dam, J.C., P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks en J.G. Kroes. Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.* 7: 640 – 653.
- Van der Zee, S.E.A.T.M., W.H. van Riemsdijk en F.A.M. de Haan, 1990. The Protocol for Phosphate Saturated Soils. Part I: Explanation. Department Soil Science and Plant Nutrition, Agricultural University Wageningen, pp. 1–69.
- Van der Zee, S.E.A.T.M. en W.H. van Riemsdijk, 1988. Model for Long-term Phosphate Reaction Kinetics in Soil. *Journal of Environmental Quality* 17 (1) 35 – 41.
- Van Pul, W.A.J., M.N.P. van den Broek, H. Volten, A. van der Meulen, A.J.C. Berkhout, K.W. van der Hoek, R.J. Wichink Kruit, J.F.M. Huijsmans, J.A. van Jaarsveld, B.J. de Haan en R.B.A. Koelemeijer, 2008. Het ammoniakgat: onderzoek en duiding. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 680150002
- Van Walsum, P.E.V. en A.A. Veldhuizen, 2011. MetaSWAP_v7_2_0; Rapportage van activiteiten ten behoeve van certificering met Status A. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 276.
- Verhoeven, J. en J.J. Schröder, 2011. Teeltvervroeging ten behoeve van vanggewassen. BO-12.07. Infoblad nr. 33. augustus 2011. <http://edepot.wur.nl/178741>.
- Whitmore, A.P., 2007. Describing the transformation of organic carbon and nitrogen in soil using the MOTOR system, *Computers and Electronics in Agriculture* 55 (2): 71-88.
- Willems W.J., A.H.W. Beusen, L.V. Renaud, H.H. Luesink, J.G. Conijn, H.P. Oosterom, G.J. van der Born, J.G. Kroes, P. Groenendijk en O.F. Schoumans, 2005. Nutriëntenbelasting van bodem en water: verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau, Rapportnr. 500031003.
- Willems, W.J., A.H.W. Beusen, L.V. Renaud, H.H. Luesink, J.G. Conijn, G.J. v.d. Born, J.G. Kroes, P. Groenendijk, O.F. Schoumans en H. v.d. Weerd, 2008. Prognose milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid. Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau Rapport nr. 500124002.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter, H. van Zeijts, H., 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling and Software* 18, 597-617.

Bijlage 1 Geschiedenis van STONE sinds versie 2.1.1.

STONE 2.1.1 is ontwikkeld en toegepast voor de 'Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004.' (Schoumans et al., 2004). Na STONE versie 2.1.1 is STONE 2.2 ontwikkeld en toegepast in de verkenning van de gevolgen van het mestbeleid in 2005 (Willems et al., 2005) en STONE versie 2.3 in 2007 (Willems et al., 2008). Deze bijlage beschrijft de belangrijkste veranderingen in STONE van versie 2.1.1 en van versie 2.2.

A1.1 Van STONE2.1.1 naar STONE2.2

Depositie

Door de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen en in de ex-ante berekeningen 2004 met STONE werden verschillende cijfers gehanteerd. In STONE2.2 zijn cijfers voor de depositie gebruikt die consistent zijn met Milieu- Compendium.

Inspectie implementatie QUADMOT-module in STONE

Een inspectie van de uitgangspunten van de gewasopname module QUADMOT (Ten Berge et al., 2000) implementatie is uitgevoerd. Dit resulteerde in enkele aanpassingen:

- De berekening van N-leverend vermogen van de bodem is gecorrigeerd. Het begrip NLV in STONE bleek een andere betekenis te hebben dan in QUADMOT.
- De berekening van de gewasopname van niet gedeeltelijk en geheel beweid grasland in afhankelijkheid van het aantal grootvee-eenheden was in STONE2.1.1 afhankelijk van het aantal GVE's. Besloten is het beweidingspercentage op 40% en het maai-percentage op 60% in te stellen.
- Een inspectie van de rekenprocedure van bruto-opname en netto-opname door grasland is uitgevoerd en een fout werd geconstateerd bij de omrekening QUADMOT-uitvoer naar ANIMO-invoer. Deze 'bug' is gecorrigeerd.

Afstemming op werkingscoëfficiënten elders in de STONE-keten

De aannames t.a.v. werkingscoëfficiënten voor de berekening van gewasopname op basis van de NwDose-variabele (effectieve N-gift) is consistent gemaakt met de aannames in Mest- en Ammoniakmodel van het LEI door middel van het inlezen van een resultaat-bestand van MAM en het achterwege laten van de eigen STONE-berekening.

Gewasopnamereductie als gevolg van N-deficit

Bij lagere mestgiften in de toekomst bleek dat de door ANIMO gesimuleerde mineraal N-voorraad in de bodem te klein was om aan de vraag voor gewasopname van maïs en bouwland te voldoen. De gewasopname vraag wordt berekend door QUADMOT (Ten berge et al., 2000). Bij nadere inspectie bleek dat de timing van kunstmestgiften niet optimaal was en dat een deel van de kunstmest niet voor het gewas beschikbaar kwam door uitspoeling of denitrificatie. Door de tijdstippen waarop kunstmest gegeven wordt dichter bij de opnameperiode te kiezen gaat minder stikstof verloren en kan beter aan de vraag worden voldaan. Ondanks deze ingreep kan niet worden voorkomen dat op natte gronden een deel van de kunstmest verloren gaat en dat aan het einde van het groeiseizoen een tekort van mineraal N optreedt. Dit heeft als gevolg dat de vooraf ingeschatte opname niet wordt gerealiseerd en dat het N-overschot (N-gift minus opname) hoger is dan verondersteld bij de berekening van de mestaanwending.

Denitrificatie

Voor STONE2.1.1 is geconcludeerd dat de vochtresponsfunctie van denitrificatie in zandgronden gekalibreerd dient te worden op meetgegevens. Hiervoor worden de metingen uit het LMM gebruikt. De vochtresponsefunctie wordt beschreven met een lineair verband tussen de waterverzadigingsgraad (WFPS) en de relatieve denitrificatiesnelheid, als de waterverzadigingsgraad een bepaalde

drempelwaarde overschrijdt. Onder de drempelwaarde is de denitrificatie nul en boven de drempelwaarde verloopt de relatieve waarde naar 1 bij WFPS=1. In STONE 2.1.1 is aan de hand van enkele metingen uit het LMM de waarde op 0.5 gesteld, Dit bleek een te drastische aanpassing. Nadat meerdere gegevens van het LMM bekeken zijn en ook de grondwaterstanden in de kalibratieprocedure zijn betrokken, is geconcludeerd dat 0.7 een beter getal is voor de drempelwaarde in deze functie. Het getal 0.7 ligt midden in de range van door Heinen (2003) aangeduide waarden voor deze vochtresponsfunctie.

Aanpassing P-kunstmest in periode voor 1985

Een eerste vergelijking van de P-verzadigingstoestand van de bodem (Schoumans et al., 2004) wees uit dat de gemiddelde frequentieverdeling van STONE resultaten goed overeen komt met de frequentieverdeling van LSK waarnemingen, maar dat STONE de P-verzadiging onder mais overschat en onder gras onderschat. Waarschijnlijk is dit een gevolg van de veronderstelling van een permanent grondgebruik in STONE, terwijl in de praktijk rotatie en vruchtwisseling wordt toegepast. De in 1986 aanwezig P-voorraad in de bodem is enigszins aangepast door in de periode 1941-1985 de P-kunstmestgiften anders te verdelen over gras en mais.

P-afspoeling in ANIMO

In de post-processing procedure van de uitspoelingsmodule ANIMO werd een foutje geconstateerd in de berekening van P-belasting door oppervlakkige afspoeling. Dit is gecorrigeerd. Controle wees uit dat deze 'bug' nagenoeg geen effect had op eindresultaat.

A.1.2 Van STONE2.2 naar STONE2.3

Nieuwe versie hydrologie berekend met SWAP en NAGROM

De hydrologie in STONE is verbeterd met een combinatie van het NAGROM/MOZART-model. Het resultaat is een simulatie van grondwaterstanden, waterstromen en vochtgehalten in de bodem van alle STONE-eenheden. Van de beschrijving van de hydrologie voor STONE2.1 is verslag gedaan door Van Bakel et al., 2007. Geconstateerd werd dat aanpassingen in de hydrologische simulaties wenselijk zijn. De berekening van de hydrologie voor STONE2.3 is gerapporteerd door Van Bakel et al., 2008. De aanpassingen worden samengevat in tabel A1.1.

Tabel A1.1

Aanpassingen in de hydrologie van STONE t.b.v. STONE versie 2.3.

Onderwerp	Aangebrachte wijziging	Motief
Meteogegevens	Gebruik van dagwaarden i.p.v. neergeschaalde decadecijfers.	Betere traceerbaarheid van modelinvoer, beter recht doen aan regionale patronen van neerslag.
Bodemfysische parameters	Gebruik van de Staring Reeks uit 1994 i.p.v. Staring Reeks uit 2003.	Staring Reeks 2003 bevat fouten.
Landgebruik	De groep 'natuur' is opgesplitst in natuurlijk gras, heide, loofbos, sparrenbos en dennenbos. Aan een aantal akkerbouw- en maisplots is het kenmerk 'nat' toegekend. Hiervoor zijn andere bewortelings- en verdampings-reductieparameters.	Hydrologie voor STONE wordt ook gebruikt voor studies waarin ingezoomd wordt op natuur. Natte plots gaven een onrealistisch lage verdamping te zien.
Verdampings-eigenschappen	Verloop van de bodembedekking van gras en akkerbouw is bijgesteld (gras: zaagstand i.v.m. maaien; akkerbouw Clevering en Van Bakel, 2006). Verloop in de tijd van LAI en bodembedekkingsgraad van mais en akkerbouw.	Verdamping in vorige versie van STONE was te hoog. Afstemming met opnamepatroon in nutriëntenmodel.
Lekweerstand	De lekweerstand van systemen 1, 2, 3 zijn opnieuw berekend.	Nieuwe informatie beschikbaar voor geohydrologische parameters (Massop et al., 2008)
Ontwaterings-bases	Ontwateringsbasis van de systemen 1, 2 en 3 (primair, secundair, tertiair) en het kenmerk voor buisdrainage zijn aangepast.	Nieuwe informatie beschikbaar.

Geconstateerd is dat er een discrepantie bestaat tussen de op basis van de hydrologie voor STONE2.1 berekende indeling in droge/natte zandgronden en de wettelijk vastgestelde verdeling. Ook na verbetering van de hierboven genoemde punten zullen er enige verschillen blijven bestaan. In de nabewerking van resultaten zullen de milieuparameters (nitraat in grondwater; N- en P-belasting van oppervlaktewater) voor zowel de wettelijk vastgestelde (aangewezen) natte/droge zandgronden als voor de volgens STONE-invoer natte/droge zandgronden worden gepresenteerd.

Definitie van diepte toedeling gewasresten

Geconstateerd is dat in de modelketen de informatie over de dikte van de zone waarin de gewasresten terecht komen niet consistent werd verwerkt. Deze dikte is in de modelketen van belang bij:

- de toekenning van de organische stof in de bodem aan de verschillende pools/fracties aan het begin van de initialisatie-run in 1941.
- de definitie van het aantal bodemlagen waarin de ondergrondse gewasresten terecht komen.
- de definitie van de diepte waarop in ANIMO de 'drought-stress transfer-function' en de 'depth transfer function' voor de afbraaksnelheid van organische stof werkzaam zijn en de bovenkant van de laag waarvoor de ingevoerde C/N-quotiënten in het bestand 'SOIL.INP' worden gehanteerd bij de toekenning van N-gehalten aan de organische stof.

Op enkele plaatsen zijn de modelcodes aangepast om er voor te zorgen dat de diepte van toedeling van gewasresten op verschillende plaatsen in de modelketen wordt verwerkt. Deze diepte niet is afgestemd met het patroon van wateropname in de bodem. In het SWAP-model wordt uitgegaan van een dynamische ontwikkeling van de worteldiepte en voor de verwerking van deze informatie is een directe koppeling tussen SWAP, de nutriëntenopnamemodule QUADMOD en de uitspoelingsmodule ANIMO noodzakelijk. Dit is niet aan de orde binnen STONE.

Fosfaatophoping in de bodem

De fosfaatvoorraad in de bodem is in belangrijke mate bepalend voor de belasting van oppervlaktewater op korte en de middel lange termijn. Schoumans et al. (2004) toonde aan dat de landelijk gemiddelde P-ophoping goed is beschreven met STONE, maar dat de verdeling binnen regio's of per gewasgroep verbetering behoeft. De berekende mediane fosfaatvoorraad in de bodem is weergegeven in tabel A1.2. Onder grasland worden te lage waarden berekend en onder mais wordt de P-ophoping duidelijk overschat. Dit verschijnsel is ook geconstateerd bij STONE2.1.1. De aangebrachte verandering in P-kunstmestgiften was echter onvoldoende om in de geconstateerde discrepantie te voorzien.

In een nadere analyse bleek dat de plots waarop vanaf 1971 mais wordt verbouwd en waar voor 1971 akkerbouw plaats vond, ook in de periode 1941-1970 al duidelijk hogere dan gemiddelde mestgiften te ontvangen.

Tabel A1.2

Mediane fosfaatvoorraad in de laag van 0-50 cm in LSK en STONE2.2 (kg ha⁻¹ P₂O₅).

	Maïs		Gras		Bouwland	
	LSK	STONE	LSK	STONE	LSK	STONE
Klei	5528	11983	4869	4566	4880	5329
Zand	6143	10104	4633	5534	4442	5112
Veen	3919	7141	5084	3830	3922	4914
Löss	5696	5481	4914	6487	5590	5296

Voor de maïsgronden berekent STONE2.2 hogere fosfaatvoorraad dan is waargenomen in de Landelijke Steekproef Kaarteenheden. Dit geldt voor alle grondsoorten. Op graspercelen wordt de P-ophoping onderschat op klei en veen en overschat op zand en löss. Bij bouwland is op alle bodemtypen, met uitzondering van löss, sprake van een lichte overschatting van de P-ophoping.

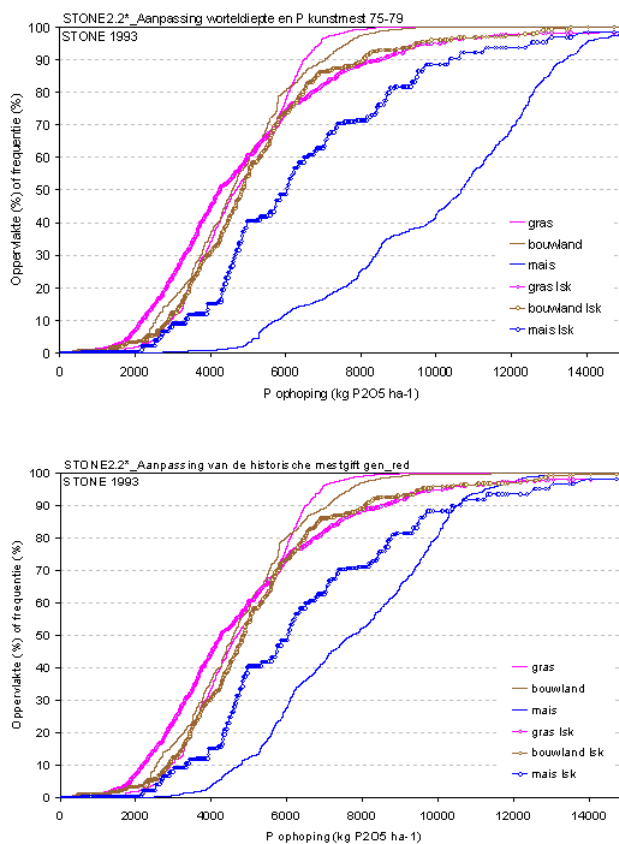
Gelet op de grote verschillen (STONE factor 1,6-2,2 hoger) is besloten om alleen bij maïsgronden de voorraad terug te brengen. Daartoe zijn diverse opties met wijziging van bemesting aan de hand

gras/maïs areaalverhoudingen in verschillende concentratiegebieden uitgetoet. De opties zijn gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

- voor gras en maïs op melkveebedrijven komt rotatie voor;
- in het verleden is uitgegaan van een introductie van snijmaïs in 1971. Echter, niet alle maïs is in 1971 plotseling in Nederland verschenen, maar het areaal is geleidelijk toegenomen over een periode van circa tien jaar, waarbij de maïs het eerst in de mestoverschotgebieden werd geteeld.

Het eindresultaat in termen van de P-ophoping van de verschillende opties verschilt niet veel van elkaar. Uiteindelijk is geconcludeerd dat hiermee de gewenste reductie in P-ophoping onder maïs niet was te realiseren.

Op basis van LSK is alleen voor maïs een reductie van de dierlijke mest toegepast. Bij controle met de landelijke CBS-mestcijfers bleek dat deze aanpassing een gering effect heeft op het nationale overschot, omdat snijmaïs slechts een beperkt deel van het landbouwareaal uitmaakt. Figuur A1.1 toont de cumulatieve verdeling van de fosfaatvoorraad voor- en na de aanpassing voor snijmaïs.



Figuur A1.1 Fosfaatvoorraad in de toplaag van landbouwgrond in 1993 volgens STONE en LSK, voor correctie (bovenste figuur) en na correctie voor de historische mestgift op snijmaïs (onderste figuur).

Verloop van P-overschotten van grasland op veengronden

In de studie van Willems et al., (2005) met STONE2.2 is geconstateerd dat bij evenwichtsbemesting bij veengronden met gras het P-overschot in de loop van de tijd toeneemt dat het P-overschot oscillaties gaat vertonen die gerelateerd lijken te zijn aan het weerjaar. Bij de simulatie met een weerreeks waarin het jaar 1985 continue werd toegepast bleek het P-overschot een nog meer dan bij variabele weerjaren een stijgende tendens te vertonen. Inspectie wees uit dat:

- dit verschijnsel doet zich vooral voor bij natte veengronden,
- in deze natte veengronden wordt de minerale P-voorraad uitgeput en treedt accumulatie op van organisch gebonden P,

- na verloop van jaren daalt de minerale P-concentratie tot onder de 0.1 mg/L P en treedt een reductie op van de gewasopname,
- omdat in toekomstscenario's vanaf een bepaald jaar de mestgift op hetzelfde niveau blijft en de gewasopname wordt gereduceerd neemt de P-accumulatiesnelheid toe.

Op basis van informatie van twee projecten (Veenweide; DOVE-Veen) zijn proefruns uitgevoerd voor de veengronden, met een bijstelling van de parameters. Dit betreft:

- HUFROS: de verdeling van het afbraakproduct van verse organische stof over de humus/biomassa pool en de DOP-pool. In STONE staat deze parameter op 0.5 ingesteld. Op basis van ervaring in de genoemde veenprojecten is deze parameter op 0.9 gezet;
- De afbraaksnelheid van de humus/biomassa-pool in de wortelzone. In STONE staat deze parameter op 0.01 yr^{-1} . In de veenprojecten stond deze parameter op 0.02 yr^{-1} .
- Het P-gehalte van de humus/biomassa-pool in de wortelzone. De C/P-ratio stond staat in STONE op 100 ingesteld. Op grond van informatie van Rob Hendriks blijkt deze parameter enorm te kunnen variëren voor verschillende veentypen en herkomst van veengronden. In de proefruns is de C/P-ratio op 150 ingesteld.

Het resultaat van deze bijstelling is dat de mineralisatie van P in veengronden groter wordt waardoor er meer minerale P beschikbaar komt voor gewasopname. In bijna alle veenplots met grasland is er nu voldoende P beschikbaar voor opname. Het vreemde gedrag van het P-overschot is daarmee bijna uitgedempt. In vijftien plots signaleren we nog steeds een tekort aan minerale P om aan de vraag van gewasopname te voldoen. Dit zijn zeer natte veengronden die in de praktijk voor beheerslandbouw gebruikt worden en waarvoor het de vraag is of de gebruiksnormen relevant zijn.

Bij de proefruns kan aan de gewasvraag worden voldaan en vindt geen reductie van de opname plaats. Toch zien we dat de minerale P-voorraad afneemt en de organische P-voorraad toeneemt. In twintig jaar tijd is de hoeveelheid minerale P in oplossing gedaald van 0.4 naar 0.2 kg/ha. Het is te verwachten dat bij extrapolatie na 2030 na enkele tientallen jaren de minerale P-concentratie zodanig laag zou worden dat er toch weer reductie van de opname gaat plaatsvinden.

Toedeling van dierlijke mest aan fracties

Geconstateerd is dat bij de toedeling van dierlijke mest aan organische fracties in ANIMO meer fosfaat in de organische pools terecht kwam dan je op grond van STONE-invoer (DM-file) zou verwachten. Dit heeft consequenties voor de P-beschikbaarheid voor gewasopname in schrale situaties en voor de fosfaatophoping in de bodem. De procedure voor toedeling van dierlijke mest aan de fracties is meer dan tien jaar geleden voor de WSV-studie ontwikkeld en is bij de vorming van STONE overgenomen. De procedure ging in eerste instantie alleen uit van stikstof. Fosfaat is er later aan toegevoegd.

In de invoerbestanden van GONAT zoals aangemaakt door STONE-procedures wordt er doorgaans van uitgegaan dat het aandeel organisch gebonden-P 10% bedraagt van het fosfaat in dierlijke mest. Uit de balansen van een mestscenario, opgesteld aan de hand van ANIMO-resultaten blijkt dat de aanvankelijk ingestelde verhouding $P_{\text{min}} : P_{\text{org}} = 9 : 1$ niet wordt gerealiseerd door GONAT.

Dit wordt veroorzaakt doordat de module in GONAT alleen gebaseerd is op stikstof en de onderverdeling in N_e^2 en N_r . P- is volgend aan de hand van de fractiedefinitie. In de materiaaldefinitie van ANIMO wordt voor de organische P-fractie een vuistregel gehanteerd van $P\text{-fractie} = 0.1 \times N\text{-fractie}$. Deze vuistregel ($N/P\text{-ratio}=10$) is opgesteld in de WSV-studie.

Bij de verbetering van de berekening van mestfracties is uitgegaan van de set parameters voor afbraaksnelheden, assimilatiefactoren en N-gehaltes zoals tot STONE2.2 is gehanteerd. De toedeling van de mest over de fracties is gewijzigd. Om recht te doen aan de variabele N/P-ratio's in mest zijn extra fracties toegevoegd (tabel 1.3), met gelijke N-gehaltes, afbraaksnelheden en assimilatiefactoren maar met een N/P- ratio van 50 i.p.v. 10.

² N_e is het gedeelte van de organisch gebonden stikstof dat binnen een jaar mineraliseert en N_r is het residu dat na een jaar is overgebleven.

Tabel 1.3

Definitie van organische stoffracties in ANIMO voor de beschrijving van dierlijke mestsoorten met een variabel N- en P-gehalte.

	Fractie 1	Fractie 2	Fractie 3	Fractie 4	Fractie 5	Fractie 6
N-gehalte	0.12	0.07	0.02	0.12	0.07	0.02
P-gehalte	0.012	0.007	0.002	0.0024	0.0014	0.0004
Vaste deel	$(1-\psi) f_1$	$(1-\psi) f_2$	$(1-\psi) f_3$	$(1-\psi) f_4$	$(1-\psi) f_5$	$(1-\psi) f_6$
Opgeloste deel (Dissolved)	ψf_1	ψf_2	ψf_3	ψf_4	ψf_5	ψf_6

Voor het opgeloste deel van de organische stof wordt per fractie een vast percentage gehanteerd. Daarnaast zijn de fracties 1 en 4 op 0 gesteld bij een N-gehalte van de het organische deel van dierlijke mest kleiner dan 0.07. Bij een N-gehalte groter dan 0.07 worden de fracties 3 en 6 op 0 gesteld. Verder zijn de volgende voorwaarden gehanteerd:

N-gehalte org. deel dierlijke mest < 0.07:

$$N\text{-gehalte} = 0.07 f_2 + 0.02 f_3;$$

$$N\text{-gehalte} = 0.07 f_5 + 0.02 f_6$$

$$(N/P_{Fractie5} - N/P_{Mestgift}) : N/P_{Fractie5} = f_2 : f_5;$$

$$(N/P_{Fractie6} - N/P_{Mestgift}) : N/P_{Fractie6} = f_3 : f_6$$

N-gehalte org. deel dierlijke mest > 0.07:

$$N\text{-gehalte} = 0.12 f_1 + 0.07 f_2;$$

$$N\text{-gehalte} = 0.12 f_4 + 0.07 f_5$$

$$(N/P_{Fractie4} - N/P_{Mestgift}) : N/P_{Fractie4} = f_1 : f_4;$$

$$(N/P_{Fractie5} - N/P_{Mestgift}) : N/P_{Fractie5} = f_2 : f_5$$

De laatste parameter kan worden afgeleid uit het aandeel N_e in de organische N-gift in dierlijke mest. Hiertoe zijn een reeks rekenexperimenten uitgevoerd met een spreadsheet. Bij een bepaald N-gehalte van de dierlijke mest blijkt het N_e een lineair verband te zijn met de factor ψ .

N-gehalte org. deel dierlijke mest < 0.07

N-gehalte	0.02	$N_e = 0.6976 \psi + 0.0647 \rightarrow \psi = 1.4335 N_e - 0.0927$
	0.03	$N_e = 0.6511 \psi + 0.1904 \rightarrow \psi = 1.5359 N_e - 0.2924$
	0.04	$N_e = 0.6278 \psi + 0.2533 \rightarrow \psi = 1.5929 N_e - 0.4035$
	0.05	$N_e = 0.6139 \psi + 0.2910 \rightarrow \psi = 1.6289 N_e - 0.4740$
	0.06	$N_e = 0.6046 \psi + 0.3162 \rightarrow \psi = 1.6540 N_e - 0.5230$
	0.07	$N_e = 0.5979 \psi + 0.3341 \rightarrow \psi = 1.6725 N_e - 0.5588$

N-gehalte org. deel dierlijke mest > 0.07

N-gehalte	0.08	$N_e = 0.5560 \psi + 0.3846 \rightarrow \psi = 1.7986 N_e - 0.6835$
	0.09	$N_e = 0.5233 \psi + 0.4238 \rightarrow \psi = 1.9109 N_e - 0.8099$
	0.10	$N_e = 0.4972 \psi + 0.4552 \rightarrow \psi = 2.0113 N_e - 0.9155$
	0.11	$N_e = 0.4758 \psi + 0.4809 \rightarrow \psi = 2.1017 N_e - 1.0107$
	0.12	$N_e = 0.4580 \psi + 0.5023 \rightarrow \psi = 2.1834 N_e - 1.0967$

De factor ψ kan worden vastgesteld door aan de hand van het N-gehalte de coëfficiënten van een lineaire relatie te berekenen d.m.v. interpolatie in bovenstaande vergelijkingen vervolgens het N_e -getal in deze relatie in te vullen.

N-leverend vermogen van de bodem onder maïs en akkerbouw

Het N-leverend vermogen van de bodem onder maïs en overig bouwland werd tot en met STONE versie 2.2 geschat met een methode beschreven door Groenendijk et al., (2001). De basisgegevens uit deze methode zijn afgeleid voor grasland en bevatten impliciet coëfficiënten die betrekking hebben op de landbouwkundige praktijk rondom het jaar 2000. Het resultaat was dat de N-leverantie van maïs en akkerbouwgronden duidelijk werd overschat. In STONE 2.2 is dat fenomeen aangepakt door bij overschrijding van de variabele N_{bod} boven een bepaalde drempelwaarde deze N_{bod} opnieuw te berekenen. De drempelwaarde wordt als volgt geschat:

$$N_{bod} = 1/2 (N_{gewasresten} + N_e + N_r + N_{dep} + N_{naw.hist})$$

Hierin is $N_{\text{gewasresten}}$ de N in gewasresten, N_{dep} de N-depositie en $N_{\text{naw.hist}}$ de stikstof die vrijkomt uit nawerking uit historische mestgiften. Voor maïs is $N_{\text{naw.hist}}$ op 40 kg ha^{-1} gesteld en voor akkerbouw is $N_{\text{naw.hist}}$ op 20 kg ha^{-1} gesteld.

In STONE2.3 is de NLV-berekening voor niet-grasland verbeterd door de N-beschikbaarheid te schatten met behulp van de N-depositie, de N afkomstig van organische mest en gewasresten van voorgaande jaren en de hoeveelheid N in de bodem aan het begin van het groeiseizoen. Vervolgens wordt met behulp van factoren aangegeven welk deel van die N beschikbaar is voor opname en welke deel uiteindelijk via het gewas geoogst kan worden (zie bijvoorbeeld Schröder et al., 2005). De berekende NLV wordt dan als invoer gebruikt voor QUADMODO en de resultaten van QUADMODO worden dan op hun beurt als invoer gebruikt voor ANIMO.

Een aantal QUADMODO-parameters van de akkerbouwgewassen zijn aangepast om een betere overeenkomst te verkrijgen met de aannamen die de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG) heeft gebruikt bij de afleiding van de gebruiksnormen.

Organische stofvoorraden in de ondergrond

Bij toepassingen van STONE is geconstateerd dat de organische stofvoorraad dieper dan 1 m – mv een relatief grote bron van stikstof is. Uit de studie naar de Toetsdiepte van Nitraat (Groenendijk et al., 2008) en deskundigen ervaring blijkt dat dieper dan één meter de organische stof meestal niet of slecht heel beperkt reactief is. Bij de vorming van STONE 2.0 is door Griffioen et al., (2000) een studie uitgevoerd met als doel de geochemische parameterisering van de ondergrond in STONE af te leiden. Deze gegevens zijn door Kroon et al., (2001) verder bewerkt en in STONE ingebracht. De organische stof wordt bij aanvang van een initialisatie-run toegedeeld aan pools en verder worden aan de pools omzettingssnelheden toegekend.

Door de schematisering van Kroon et al., (2001) komen onder veel kleigronden hoge organische stofgehalten voor. Deze gehalten zijn ongeveer de helft van de gehalten van veengronden. In het model wordt deze organische stof voor een belangrijk deel aan veenfracties toegekend. In gedraineerde kleigronden komt de grondwaterstand regelmatig dieper dan 1 m – mv en wordt het veen in de diepere lagen 'belucht, waardoor afbraak van deze veenlagen optreedt. Dit leidt tot soms een onrealistische afname van de organische stofvoorraad'.

Drie parameters zijn aangepast om de uitputtingssnelheid van diepere organische stofvoorraden te verkleinen:

1. In ANIMO wordt de afbraaksnelheid van humus/biomassa onder de wortelzone gecorrigeerd voor de diepte met een 'depth respons – factor'. Deze factor wordt berekend volgens:

$$f_z = (1 - f_z^*)e^{-3(z-Z_r)} + f_z^*$$

Hierin is:

z: diepte (m)

Zr: dikte van wortelzone (m)

f_z^* : waarde van f_z op oneindige diepte

In vorige versies van STONE was deze factor f_z^* op 0,5 gesteld. In de testruns is deze factor op 0.1 gesteld.

2. Onder klei- en zandgronden komen lagen voor met een hoog organisch stofgehalte. Als het organisch stofgehalte hoger is dan 25% worden ze als veengrond gekenmerkt en als het organisch stofgehalte lager is dan 5% is het een niet-veengrond. Bij een organisch stofgehalte tussen 5 en 25% wordt het proportioneel aan humus/biomassa en veen toegedeeld. Het veen wordt beschrijven in twee organische stoffracties:
 - a. Voor éénderde deel van het veen wordt een omzettingssnelheid= 0.001 jr^{-1} ; N-gehalte= 0.043 ; P-gehalte= 0.0001 gehanteerd en
 - b. Voor tweederde deel van het veen geldt een omzettingssnelheid= 0.0383 jr^{-1} ; N-gehalte= 0.028 ; P-gehalte= 0.0006 .

Deze indeling komt voort uit kalibraties van ANIMO op veenprofielen door Hendriks (1991) en Hendriks et al., (1993). Omdat deze toedeling is gebaseerd op typische veengronden en we hier

te maken hebben met veenlagen onder klei- en zandgronden is te verwachten dat de genoemde parameterisering niet één-op-één van toepassing hoeft te zijn voor deze diepere veenlagen. In de testruns is de toedeling gewijzigd zodat tweederde wordt toegekend aan de fractie met de laagste afbraaksnelheid en éénderde wordt toegekend aan de fractie met de hoogste afbraaksnelheid.

3. Bij de vorming van STONE2.2 zijn assimilatie/dissimilatieverhoudingen van gewasresten aangepast, om in de wortelzone een hogere mineralisatie te bewerkstelligen. Deze aanpassing was gepleegd om het verschil tussen de vraag van het gewas en de potentiële N-leverantie van de bodem te verkleinen. Voor STONE2.3 wordt de N-leverantie van de bodem voor maïs en akkerbouw op een nieuwe manier berekend. Door deze aanpassing van NLV-berekening vervalt de reden om de assimilatie / dissimilatie-verhoudingen van maïs en akkerbouwgewasresten aan te passen. De verhoudingen zijn teruggezet op oorspronkelijke waarden.

Werking van stikstof in dierlijke mest (aanpassing modelparameter)

Voor de bepaling van de gewasopname in QUADMOD moet de werkzame hoeveelheid stikstof uit dierlijke mest worden bepaald (Nwdose). Daarvoor worden in STONE werkingscoëfficiënten voor de verschillende stikstoffracties van dierlijke mest opgelegd welke zijn gebaseerd op veld- en modelonderzoek. Onderscheiden worden de fracties Nmineraal (Nm), N organisch (Norg; dit is de som van Ne ofwel de in het eerste jaar beschikbaar komende fractie en Nr de na één jaar beschikbaar komende N) en de N uit weidemest (Nwei).

Tabel A1.4 toont de waarden die in deze studie zijn gebruikt voor respectievelijk varkens/pluimveemest en rundveemest. Voor grasland is een toename verondersteld van de werking van de minerale fractie na 1986. Dit geldt ook voor weidemest. Voor bouwland en snijmaïs op zand- en lössgrond is aangenomen dat de werking van de minerale fractie tot 100% toeneemt vanaf 1996. Voor de organische fractie is sprake van een geleidelijke toename van 32% in 1986 tot 44% (bouwland) en 41% (snijmaïs) in 1996. Bij snijmaïs en overig bouwland op kleigronden neemt de werkzaamheid veel later toe.

Tabel A1.4

Werking van stikstof in dierlijke mest zoals gehanteerd voor STONE 2.3.

Gewas	Grondsoort	N comp.	1986	1996	2006-2009	2009 - 2015
<i>Mest van varkens en pluimvee</i>						
Grasland	Alle	Nm	80%	100%	100%	100%
		Norg	56%	56%	56%	56%
		Nwei	-	-	-	-
Bouwland	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	33%	44%	44%	44%
Snijmaïs	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	33%	41%	41%	41%
Bouwland	Klei	Nm	32%	39%	45%	58%
		Norg	33%	34%	34%	37%
Snijmaïs	Klei	Nm	32%	39%	45%	100%
		Norg	33%	33%	32%	41%
<i>Mest van rundvee</i>						
Grasland	Alle	Nm	80%	100%	100%	100%
		Norg	20%	20%	20%	20%
		Nwei	0%	2%	14%	14%
Bouwland	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	17%	16%	16%	16%
Snijmaïs	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	17%	14%	14%	14%
Bouwland	Klei	Nm	32%	39%	45%	58%
		Norg	17%	16%	15%	15%
Snijmaïs	Klei	Nm	32%	39%	45%	100%
		Norg	17%	16%	14%	14%

Voor de ontwikkeling van de hogere werking van stikstof in dierlijke mest is de periode van mest uitrijden belangrijk. Na 1987 zijn er, zij het gefaseerd, regels voor de wijze en tijdstip van mesttoediening ingevoerd (minder in najaar en winter en meer in voorjaar en zomer). Voor grasland (alle grondsoorten) is aangenomen dat dierlijke mest vanaf 1996 geheel in voorjaar en zomer wordt uitgereden. Voor bouwland op zand en löss is uitgegaan van een volledige voorjaarstoepassing na 1996.

Bij snijmaïs en bouwland op kleigronden is aangenomen dat 35 % in het voorjaar en 65% in het najaar wordt aangewend. Na 2009 is bij bouwland de verdeling tussen voor- en najaar 50% - 50%. Voor snijmaïs op klei is echter uitgegaan van een volledige voorjaarstoediening na 2009, vandaar de hogere werking van de Nm-fractie in de mest.

Nieuwe indeling van akker- en tuinbouwgewassen (aanpassing schematisering)

De beschrijving van de N- en P-opname van bouwland in STONE 2.2 en eerdere versies was gebaseerd op drie gewassen, te weten consumptieaardappelen, wintertarwe en suikerbieten. De arealen van deze drie gewassen zijn bekend per LEI-gebied en per LEI-grondsoort. Deze arealen worden vervolgens genomen om een verhouding van deze gewassen op plotniveau te krijgen. De andere bouwlandgewassen werden genegeerd.

De gewasopname van bouwland in een plot (op basis van QUADMED) berust op een gewogen gemiddelde gewasopname van deze drie gewassen. De uitspoeling naar grondwater en de af- en uitspoeling naar oppervlaktewater is de resultante van de N-gift, de gemiddelde N-opname en de N-levering van de grond. De beschrijving van de waterhuishouding (SWAP) was gebaseerd op de verdamping van aardappelen. De verdamping van wintertarwe en suikerbieten werd verondersteld gelijk te zijn aan die van aardappelen.

Omdat deze benadering in verband met de gebruiksnormen voor stikstof die gewasspecifiek zijn onvoldoende nauwkeurig geacht werd, is een nieuwe aanpak van bouwland (akker- en tuinbouwgewassen) ontwikkeld. Hiertoe zijn de AT-gewassen ingedeeld in 22 gewassen, waarbij zestien gewassen en zes groepen van gewassen zijn onderscheiden (tabel A1.5). Voor deze 22 gewassen zijn stikstofresponscurves afgeleid welke zijn gebaseerd op het model MEBOT (Schreuder et al., 2008).

De hydrologie van bouwland is echter ongewijzigd gebleven en nog steeds gebaseerd op de verdamping van een aardappelgewas. Het is niet bekend welke fout hiermee wordt gemaakt.

Tabel A1.5

Indeling van akker- en tuinbouwgewassen en -gewasgroepen voor STONE2.3.

Akkerbouw		Vollegrondsgroenten	
1	Wintertarwe	11	Peen
2	Suikerbieten	12	Stamslaboon
3	Consumptieaardappelen	13	Kool
4	Zomergerst	14	Prei
5	Zetmeelaardappelen		
6	Pootaardappelen		Bloembollen
7	Korrelmaïs	15	Tulp
8	Zomertarwe	16	Lelie
9	Graszaad		
10	Zaaiuien		Rest
		17	Groep Wintertarwe
		18	Groep Suikerbieten
		19	Groep Zomergerst
		20	Groep Stamslaboon
		21	Groep Prei
		22	Groep Tulp

Kalibratie aan nitraatconcentraties bij melkveehouderij op zand (1992-2002)

In eerdere versies van STONE (2.0, 2.1, 2.1.1, 2.2) werd STONE globaal (visuele inspectie) ingeregeld op het verloop van de nitraatcurve van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) via de vochtresponscurve die de mate van denitrificatie bepaalt. Het gaat hierbij om de hoogte, niet om het verloop van de nitraatcurve in de tijd. Omdat voor STONE 2.3 de bedrijfsdata van LMM, zoals die bij MNP beschikbaar waren niet langer betrouwbaar geacht werden en nieuwe data op bedrijfsniveau niet beschikbaar waren (in verband met de betrouwbaarheid van de gegevens) moest een nieuwe werkwijze worden gevonden.

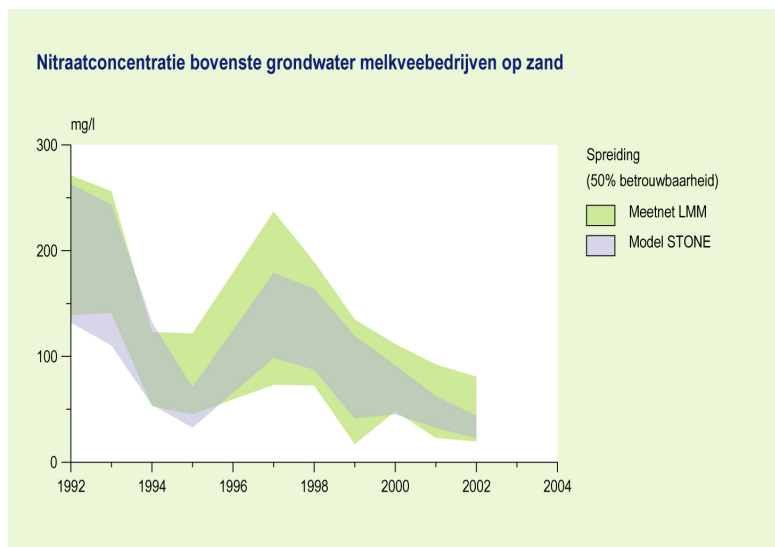
Omdat van de melkveebedrijven op zand in de periode 1992-2005 ieder jaar de meeste bedrijven beschikbaar waren is gekozen voor kalibratie op deze bedrijven. Door de beperkte beschikbaarheid van gewasinformatie (verdeling gras, maïs en bouwland) is voor de kalibratie gebruik gemaakt van de LMM-gegevens over de jaren 1992 tot en met 2002. Door het uitvoeren van een groot aantal trekkingen uit STONE-plots is het verloop van de nitraatconcentratie van melkveebedrijven op zand gesimuleerd. Hierbij is rekening gehouden met de verdeling van grondsoorten, gewassen en droogteklassen van de jaarlijks bemonsterde bedrijven zoals die in de LMM-dataset voorkomen.

Voor de kalibratie zijn de volgende stappen gezet:

1. Alle STONE plots worden ingedeeld naar Gt (aantal 3), grondsoort (aantal 3) en gewas (aantal 3). In totaal worden zo 27 verschillende groepen onderscheiden.
2. Bereken de NO₃-concentratie van de bovenste meter van het grondwater met STONE: jaargemiddelde NO₃ per plot.
3. Maak een cumulatieve verdeling van de NO₃-concentratie per plot, waarbij gewogen wordt naar het areaal van de plots.
4. Maak een 'STONE-melkveebedrijf' door het uitvoeren van trekkingen uit bedrijfskenmerken (drie bodemsoorten, drie Gt klassen, drie gewassen). Dit wordt 3000 maal gedaan.
5. Er wordt getrokken uit de combinatie van stap 3 en stap 4: er worden zo 'mengmonsters' gemaakt net als bij LMM plaatsvindt. Dit wordt: 500 maal gedaan.
6. Bereken voor elke trekking uit stap 5 de bedrijfsgemiddelde NO₃-concentratie.

7. Bepaal vervolgens de mediaan (50 percentiel), de 25 percentiel en de 75 percentiel van de bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie.
8. Normaliseer de klasseverdelingen uit LMM en uit STONE door te delen door het aantal bedrijven voor LMM en door het aantal trekkingen (500) van de STONE uitkomsten.
9. Herhaal de stappen 2 t/m 8: hier in totaal tien jaren.
10. Voer de stappen 2 t/m 9 uit voor de verschillende waarden van de Kalibratiefactor (K.F.). Deze is gevarieerd van 0,6 tot 0,8 met stappen van 0,01: in totaal zijn dit 21 runs.
11. Kies de waarden van de K.F. op basis van de run met het kleinste verschil tussen LMM en STONE uit stap 10.

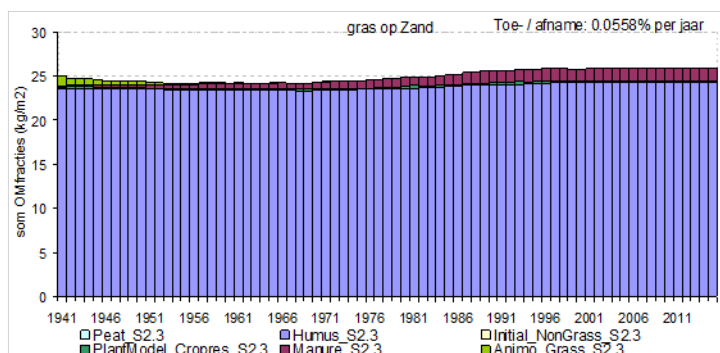
Op basis van deze procedure is de drempelwaarde voor WFPS op 0,8 ingesteld. Dat is hoger dan in eerdere modelversies is gebeurd. Dit heeft als gevolg dat denitrificatie in de bodem pas bij hogere vochtgehalten optreedt. Het resultaat voor het gemiddelde van de nitraatconcentraties in LMM is weergegeven in figuur A1.2.



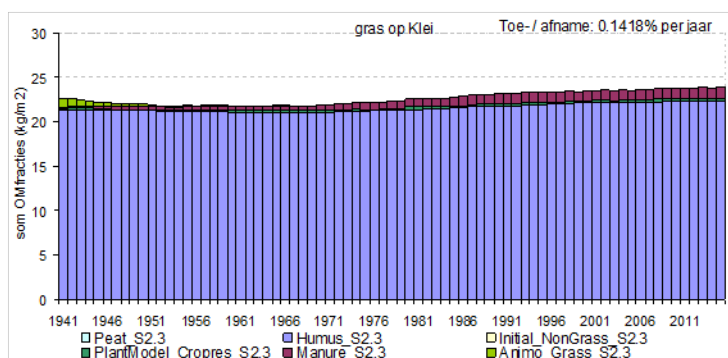
Figuur A1.2 Resultaten van de kalibratie van STONE aan LMM (melkveebedrijven op zandgrond). Weergegeven is het 50% betrouwbaarheidsinterval van de mediane nitraatconcentratie bij een kalibratiefactor van 0,8. (bron: Figuur B1.2: in Willems et al., 2008).

Uit figuur A1.3 blijkt dat de spreiding in nitraatconcentratie in de jaren na 1994 steeds kleiner is dan de spreiding die uit de metingen blijkt. Mogelijk komt dat om dat de stikstofgiften zoals die in STONE worden ingevoerd uitgemiddeld zijn: de variatie die tussen bedrijven bestaat is op deze wijze klein geworden, terwijl die variatie bij de bedrijven waar wordt gemeten groter kan zijn.

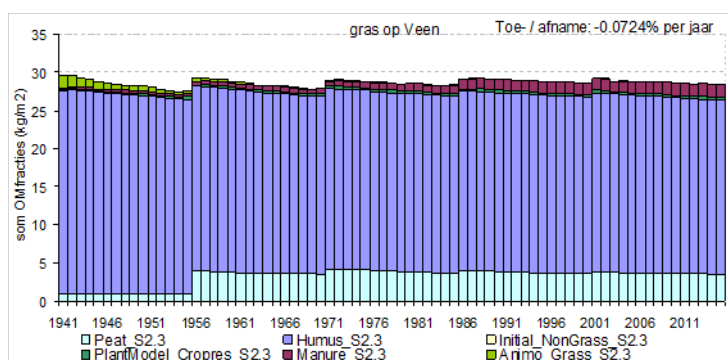
Bijlage 2 Met STONE2.3 gesimuleerd verloop van de organische stofpools in de wortelzone



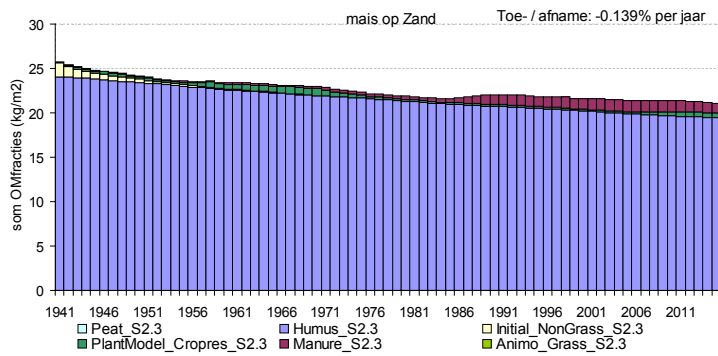
Figuur A2.1 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder grasland op zandgrond.



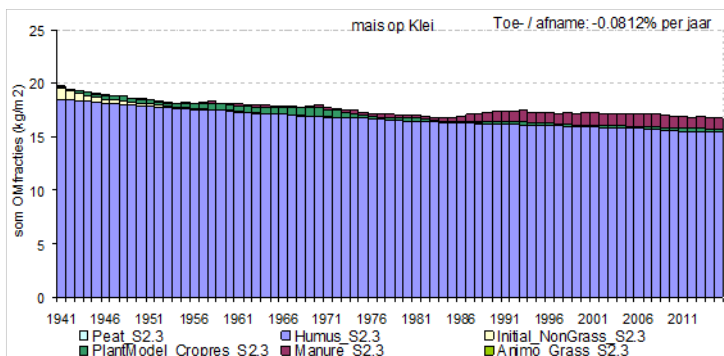
Figuur A2.2 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder grasland op kleigrond.



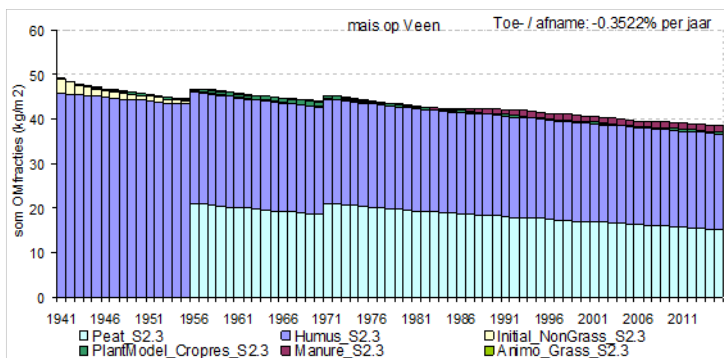
Figuur A2.3 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder grasland op veengrond.



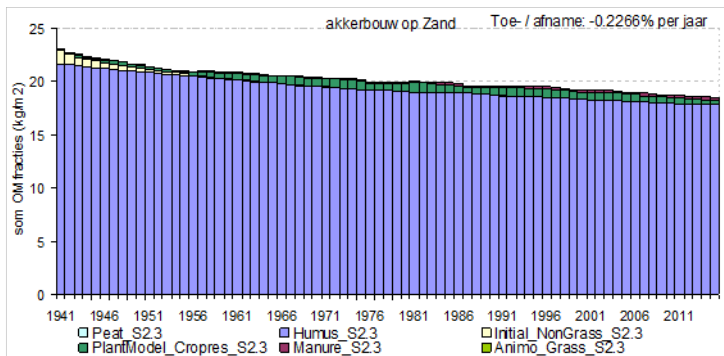
Figuur A2.4 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder snijmaïs op zandgrond.



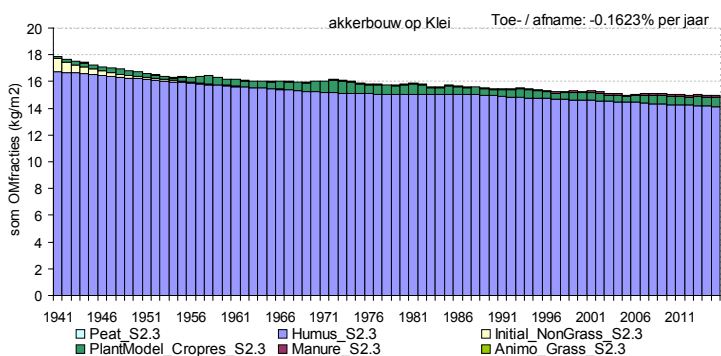
Figuur A2.5 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder snijmaïs op kleigrond.



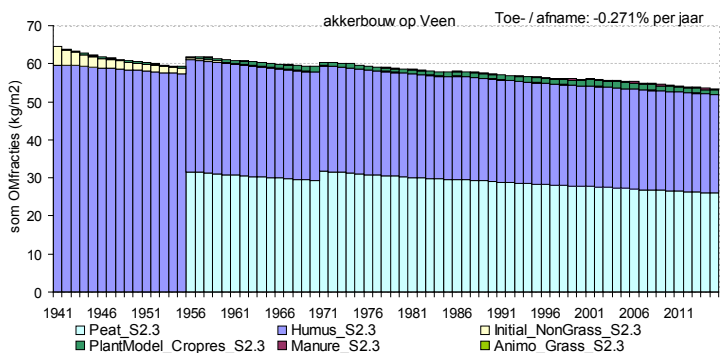
Figuur A2.6 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder snijmaïs op veengrond.



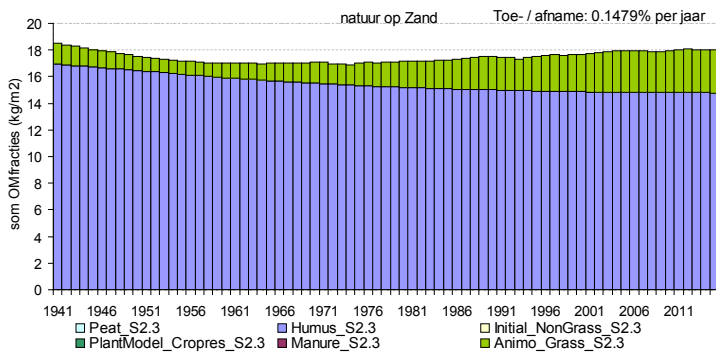
Figuur A2.7 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder akkerbouw op zandgrond.



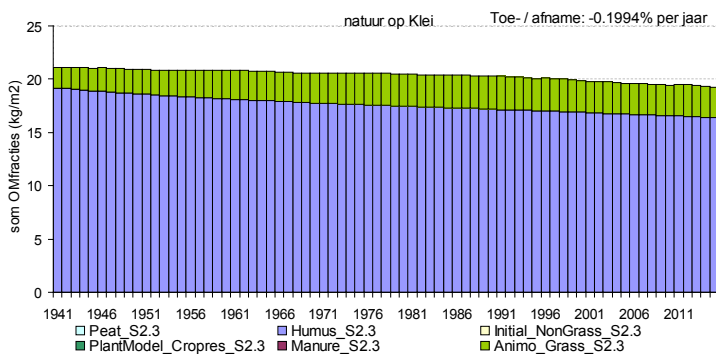
Figuur A2.8 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder akkerbouw op kleigrond.



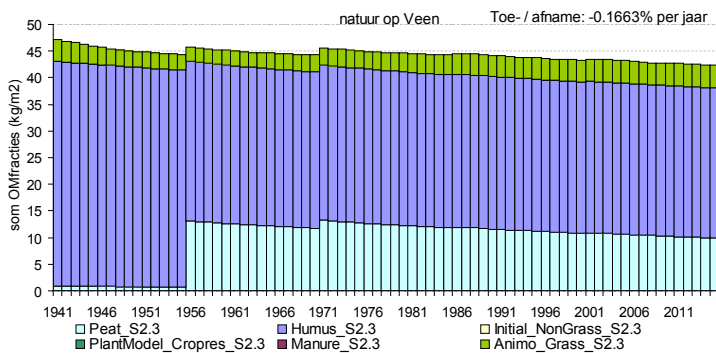
Figuur A2.9 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder akkerbouw op veengrond.



Figuur A2.10 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder natuur op zandgrond.



Figuur A2.11 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder natuur op kleigrond.



Figuur A2.12 Verloop met de tijd van de hoeveelheid organische stof in verschillende pools onder natuur op veengrond.

Bijlage 3 Organische stof- en N-gehalten toegekend aan de bodemlagen tussen de wortelzone en één meter beneden maaiveld

Tabel A3.1

Organische stofgehalten toegekend aan bodemlagen tussen de wortelzone en één meter beneden maaiveld.

BFE	Grondsoort	Diepte (cm)														
		25-35			35-50			50-60			60-75			75-100		
		Gem	Min	Max	Gem	Min	Max	Gem	Min	Max	Gem	Min	Max	Gem	Min	Max
1	koopveen	56.9	22.6	93.0	63.8	23.4	95.0	72.2	56.3	95.0	75.9	65.1	95.0	68.7	33.6	95.0
2	kpvzd	23.3	2.6	68.0	23.9	0.6	68.4	26.9	0.2	81.3	20.4	0.3	58.4	16.0	0.2	41.9
3	klveenol	28.9	4.0	45.0	50.0	43.0	60.0	69.4	60.0	81.4	69.3	60.0	74.6	71.7	60.6	80.0
4	klveenzd	32.0	3.0	46.1	49.6	41.8	60.0	39.5	17.5	76.7	29.4	1.1	76.3	16.0	0.4	75.0
5	meer-veen	39.8	2.4	93.0	38.4	0.4	93.6	34.9	0.3	93.4	32.3	0.3	85.7	25.1	0.3	85.0
6	veenklei	33.7	19.2	60.0	24.3	3.0	50.0	22.1	3.0	70.0	19.4	3.0	70.0	8.7	2.0	13.3
7	stuifznd	3.0	1.0	10.9	1.3	0.3	3.3	1.7	0.4	5.4	0.9	0.1	2.3	0.9	0.1	1.7
8	podzI12	3.0	0.2	3.7	1.5	0.7	4.6	1.4	0.7	3.0	1.4	0.3	4.2	1.8	0.3	3.4
9	podzolZ8	2.9	1.2	4.7	2.1	0.3	4.7	1.3	0.2	2.2	1.1	0.2	1.9	0.6	0.2	1.3
10	podzI28g	2.4	0.2	3.8	1.5	0.2	2.5	0.6	0.2	1.2	0.4	0.2	0.7	0.3	0.2	0.5
11	podzI28x	5.1	2.9	8.0	3.5	0.5	5.9	1.3	0.3	2.6	1.0	0.3	1.8	0.9	0.3	2.0
12	enkeerdz	3.8	2.3	5.2	2.7	1.6	4.3	2.3	1.1	4.6	1.8	0.6	3.8	1.2	0.4	2.7
13	beekeerd	3.1	0.6	7.5	2.1	0.6	4.4	1.5	0.3	3.0	0.9	0.3	3.2	0.6	0.3	1.5
14	podzI13	2.4	1.0	3.2	1.5	0.5	2.2	1.1	0.3	1.7	0.7	0.1	1.9	0.7	0.1	1.0
15	zavel_M8	2.5	0.6	5.6	1.7	0.2	4.9	1.2	0.3	3.9	1.2	0.2	4.5	1.3	0.2	6.3
16	lichklei	3.1	0.6	4.9	2.3	0.5	6.8	1.7	0.4	4.0	1.7	0.3	4.0	1.7	0.3	4.0
17	zwarklei	3.1	0.8	4.7	2.4	0.8	4.3	2.9	0.8	11.1	2.2	0.5	3.9	2.2	0.5	3.6
18	klveeneu	3.9	1.5	8.0	8.9	1.7	29.9	14.5	1.2	36.8	28.1	0.9	58.7	32.6	0.7	55.0
19	kleizand	3.8	1.8	25.1	2.4	0.3	20.2	2.4	0.3	18.2	2.5	0.1	26.0	2.7	0.1	35.1
20	kleigznd	2.1	1.0	3.0	1.4	0.3	2.3	1.0	0.3	3.1	0.9	0.3	2.5	0.8	0.3	3.6
21	leemleem	2.1	0.4	13.6	1.3	0.3	9.0	1.2	0.1	12.3	1.1	0.1	10.6	1.0	0.2	9.7

Tabel A3.2

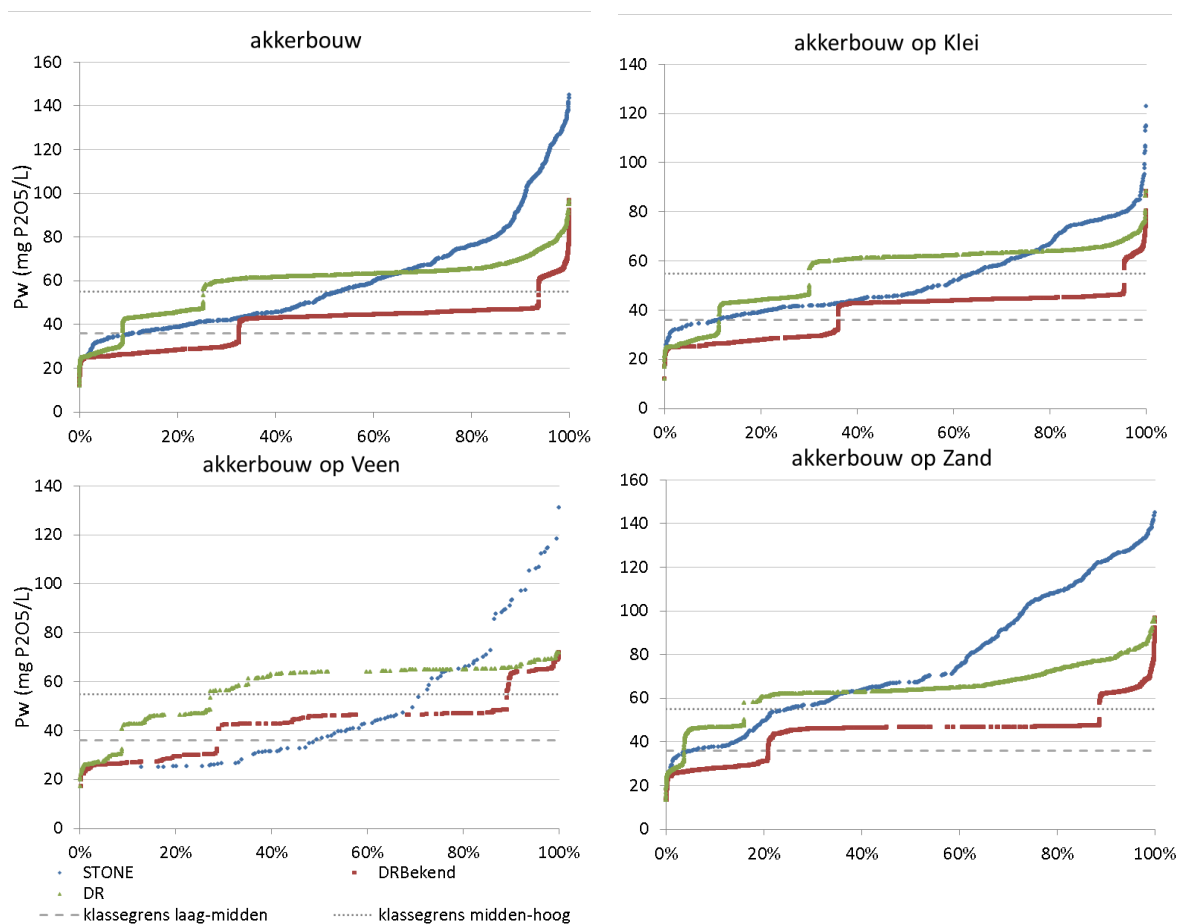
C/N-verhoudingen en N-gehalten toegekend aan bodemlagen tussen de wortelzone en één meter beneden maaiveld.

BFE	Grondsoort	C/N-verhouding					N-gehalte (kg m ⁻³)				
		Diepte (cm)					Diepte (cm)				
		25-35	35-50	50-60	60-75	75-100	25-35	35-50	50-60	60-75	75-100
1	koopveen	12	15	15	15	15	6.3	5.6	6.1	6.3	5.9
2	kpvzd	21	21	21	21	21	4.4	4.8	5.2	4.7	4.0
3	klveenol	16	16	16	16	16	3.9	4.5	5.6	5.6	5.7
4	klveenzd	12	12	21	21	21	4.9	5.9	2.6	7.1	4.3
5	meerveen	31	31	31	31	28	3.2	3.3	2.8	2.3	3.7
6	veenklei	17	15	15	15	12	2.8	5.5	5.8	5.5	4.3
7	stuifznd	27	27	27	27	27	1.0	0.4	0.6	0.3	0.3
8	podzI12	28	28	22	22	22	0.9	0.5	0.6	0.5	0.7
9	podzolZ8	24	24	24	24	20	1.0	0.8	0.5	0.4	0.3
10	podzI28g	24	24	24	24	20	0.9	0.6	0.2	0.2	0.1
11	podzI28x	24	24	20	20	20	1.7	1.2	0.6	0.4	0.4
12	enkeerdz	17	17	17	17	24	1.9	1.4	1.1	0.9	0.5
13	beekeerd	11	11	13	13	13	2.4	1.7	1.0	0.7	0.4
14	podzI13	30	30	30	22	22	0.7	0.4	0.3	0.3	0.3
15	zavel_M8	10	10	10	9	9	2.1	1.4	1.1	1.2	1.2
16	lichklei	9	9	9	9	9	2.7	2.1	1.6	1.6	1.6
17	zwarklei	9	9	9	9	9	2.5	1.9	2.3	1.9	1.9
18	klveeneu	11	11	11	15	15	2.5	4.6	5.7	4.9	3.9
19	kleizand	11	11	11	9	9	2.7	1.8	1.8	2.3	2.5
20	kleigznd	11	11	11	9	9	1.6	1.1	0.8	0.8	0.8
21	leemleem	10	10	10	10	10	1.8	1.1	1.1	1.0	0.9

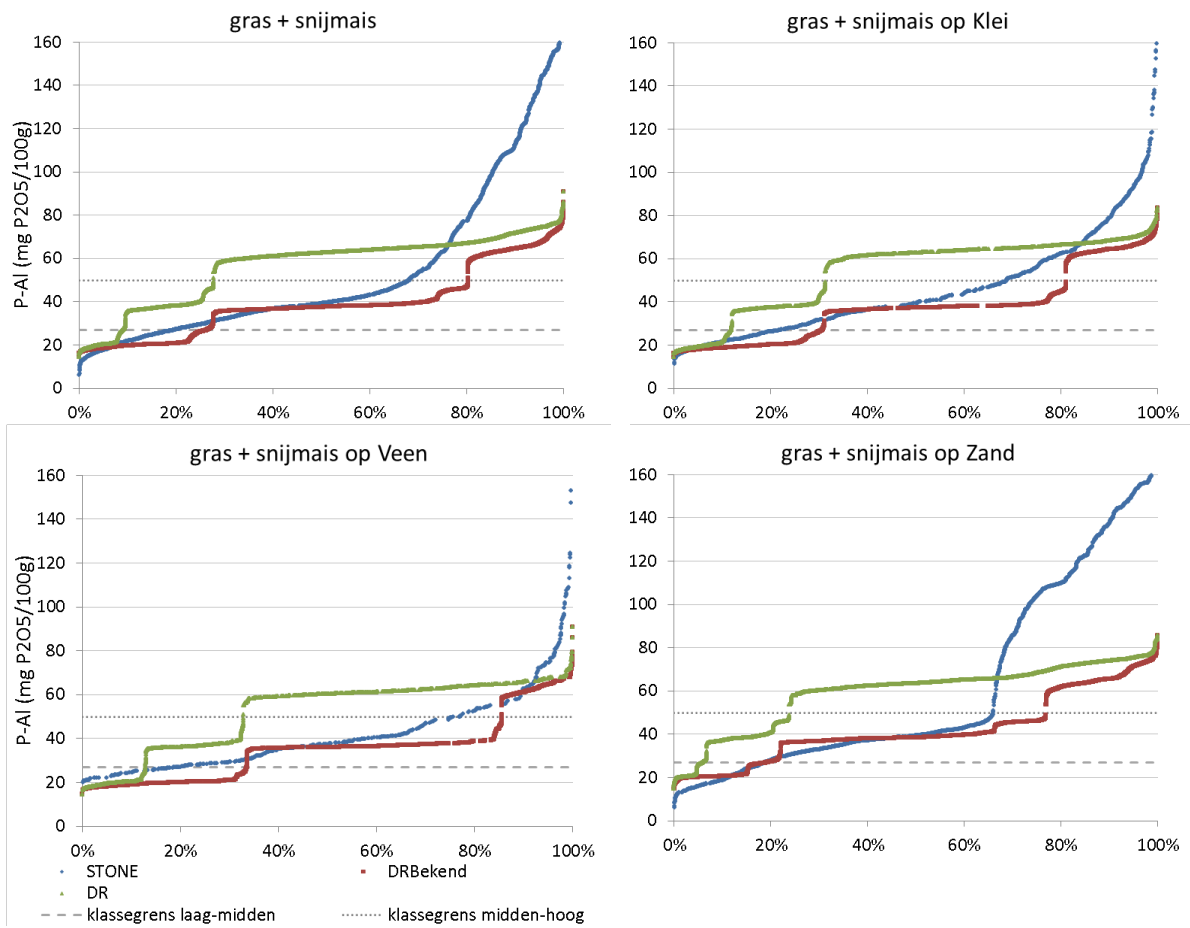
Bijlage 4 Gesorteerd oplopende Pw- en P-AL-getallen als functie van het cumulatieve oppervlak

In de onderstaande grafieken zijn drie lijnen uitgezet:

- Het resultaat van de simulatie door STONE (blauw).
- De gegevens t.a.v. het voorkomen van percelen met een bepaalde fosfaattoestand volgens Dienst Regelingen waarin de categorie 'onbekend' niet is vereffend (groen).
- De gegevens t.a.v. het voorkomen van percelen met een bepaalde fosfaattoestand volgens Dienst Regelingen waarin de categorie 'onbekend' wel is vereffend (rood).



Figuur A4.1 Pw-getallen voor akkerbouw gemiddeld en akkerbouw op zand, klei, veen als functie van het cumulatieve relatieve oppervlak.



Figuur A4.2 P-AL–getallen voor gras+snijmais gemiddeld en gras+snijmais op zand, klei, veen als functie van het cumulatieve relatieve oppervlak.

Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2462
ISSN 1566-7197



Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2462
ISSN 1566-7197

Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

