

Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen

**Modelberekeningen met STONE 2.0
Clusterrapport 4: Deel 1**

**O.F. Schoumans
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
F.K. van Evert**

Alterra-rapport 552

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen H.F.M. ten Berge, H.G. van de Meer, F.K. van Evert, 2002. *Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 552. 148 blz. 41 fig.; 23 tab.; 35 ref.

Ten behoeve van de evaluatie van de Meststoffenwet in 2002 zijn met het nationale nutriëntenemissiemodel STONE de milieukundige effecten van acht varianten van verliesnormen doorerekend. De varianten varieerden van verliesnormen zoals deze golden in 1998 (minst scherpe normen) tot verliesnormen zoals deze ruwweg worden voorgesteld in het Nationaal Milieubeleidsplan NMP4 (scherpste norm). Bij de minst scherpe variant wordt verwacht dat op de lange termijn (2030) in 33% van het landbouwareaal de MTR-waarde voor nitraat, zijnde 50 mg NO₃ per liter, in het bovenste grondwater zal worden overschreden. Bij de scherpste variant bedraagt deze overschrijding 13%. Met betrekking tot de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden wordt verwacht dat de stikstofbelasting zal variëren van 61 tot 43 kton N en de fosforbelasting van 3,8 tot 3,2 ton P voor resp. de minst scherpe en de scherpste variant. Alle andere varianten bevinden zich binnen dit aangegeven traject.

Trefwoorden:

Stikstof, fosfor, mestbeleid, MINAS, verliesnormen, emissies, grondwater, oppervlaktewater

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 33,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 552. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	11
1.1 Kader	11
1.2 Doelstelling	12
1.3 Leeswijzer	12
2 Varianten van verliesnormen	13
3 Werkwijze	17
3.1 Algemeen	17
3.2 Ruimtelijke schematisatie	19
3.3 Methodiek voor de vertaling van verliesnormen naar mestgiften	23
3.4 Methodiek voor de berekening van de nutriëntenuitspoeling	33
3.5 Weerjaren	41
4 Bodembelasting en ammoniakemissies	43
4.1 Berekende historische bemesting	43
4.2 Bemesting bij verschillende varianten van verliesnormen	46
4.3 Ammoniakemissie en lachgas	50
4.4 Gerealiseerde N en P aanvoer minus N en P opname door gewas	51
5 Uitspoeling van stikstof en fosfor vanuit landbouwgronden	63
5.1 Inleiding	63
5.2 Stikstof	63
5.2.1 Nitraatconcentratie in het grondwater	63
5.2.2 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater	76
5.3 Fosfor	82
5.3.1 Fosfaatverzadiging	82
5.3.2 Fosforbelasting van het oppervlaktewater	85
6 Conclusies	91
7 Referenties	93
Aanhangsels	
1 Landgebruik	97
2 Bodemeenheden	99
3 Kwelflux	101
4 Gemiddeld Hoogste (GHG) en Laagste (GLG) Grondwaterstand	103
5 Waterafvoer naar het oppervlaktewater	105
6 Arealen droge zandgronden	107
7 N en P bemesting bodem	113
8 NO ₃ uitspoeling naar het grondwater	119
9 NO ₃ uitspoeling naar het grondwater (vervolg)	127

10	N en P belasting oppervlaktewater (miljoen kg)	129
11	N en P belasting oppervlaktewater ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)	133
12	Variant C	137

Woord vooraf

De minister van LNV heeft, ten behoeve van de evaluatie van de Meststoffenwet in 2002 in de Tweede Kamer, in augustus 2001 het Milieuplanbureau verzocht de sociaal-economische, landbouwkundige, milieukundige en maatschappelijke effecten aan te geven van varianten op de verliesnormen voor stikstof en fosfaat, zoals geïmplementeerd in het mineralenaangiftesysteem (MINAS).

In september 2001 is een projectgroep en een taakgroep geformeerd. De taakgroep had tot taak om de beleidsvragen te laten beantwoorden. De projectgroep bestond uit beleidsmedewerkers van het Ministerie van LNV en VROM die onder andere de beleidsvragen nader hebben geconcretiseerd. Het brede scala aan beleidsvragen zijn binnen de taakgroep verdeeld over een zestal clusters, waarbij cluster vier zich specifiek heeft gericht op de milieukundige effecten van het Mestbeleid (prognoses).

Om de lange termijn effecten van het Mestbeleid aan te geven (prognoses) is vervolgens een werkgroep ingesteld. Deze werkgroep heeft met behulp van het nationale nutriëntenemissie-model STONE de effecten van verschillende varianten van verliesnormen op de nutriëntenbelasting van het grond- en oppervlaktewater gekwantificeerd. Deze Werkgroep STONE Berekeningen (WSB) bestond uit:

ir. O.F. Schoumans (Alterra)	Projectleider en Voorzitter
ir. J. Wolf (Alterra)	Secretaris
ir. P. Groenendijk (Alterra)	
ir. J. Roelsma (Alterra)	
ir. H. van Zeijts (RIVM)	
ir. A. Beusen (RIVM)	
dr. ir. H.F.M. ten Berge (PRI)	
Drs. G. Stam (RIZA)	
ir. D. Jonkers (Min. van VROM; agendalid)	

In onderhavig rapport zijn de resultaten van verschillende varianten van verliesnormen op de nutriëntenbelasting van het grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden gerapporteerd. De werkzaamheden hebben plaatsgevonden in de periode september tot en met maart 2002. De uitkomsten van de modelsimulaties zijn op hun inhoud beoordeeld door zowel de werkgroepleden als een groep van experts, die als volgt was samengesteld: Drs. C. de Blois (RIZA), Dr. J.J.M. van Grinsven, Dr. W.J. Willems (RIVM), Prof. dr. ir. O. Oenema en Ir. C.W.J. Roest (Alterra). De resultaten zijn plausibel verklaard, waardoor deze vervolgens zijn meegenomen in de brede analyse van de gevolgen van de verliesnormen op de ontwikkeling van de kwaliteit van het oppervlaktewater (cluster 4).

Samenvatting

Om stikstof- en fosfaatverliezen uit de landbouw te beperken, heeft de overheid in 1998 het mineralenaangiftesysteem (MINAS) ingevoerd. Agrariërs moeten elk jaar in het kader van MINAS aangifte doen van de aan- en afvoer van stikstof en fosfaat op hun bedrijf. Als het verschil tussen aan- en afvoer hoger is dan de zogenaamde verliesnormen, moeten ze een heffing betalen. Het doel is dat agrariërs hun mineralenverlies terugbrengen tot onder de verliesnormen. In de MINAS-systematiek zijn de verliesnormen grondsoortafhankelijk. Zo gelden voor de zogenaamde 'droge zandgronden' lagere stikstofverliesnormen dan voor de overige gronden. De gedachte hierbij is dat op droge zandgronden een groter deel van het stikstofoverschot daadwerkelijk als nitraat het grond- en oppervlaktewater belast.

Een belangrijke vraag van de overheid is hoe hoog de verliesnormen voor stikstof en fosfaat moeten zijn. Deze vraag komt aan de orde in de Evaluatie van de Meststoffenwet 2002. De voorliggende deelstudie uit de evaluatie verkent daarvoor de milieukundige effecten van negen varianten van verliesnormen. De varianten verschillen onderling in hoogte van stikstofverliesnorm en/of fosfaatverliesnorm voor grasland en bouwland en de grootte van het areaal aangewezen droge zandgronden waarvoor lagere stikstofverliesnormen gelden.

Doel van de deelstudie is om een landelijk beeld te geven van de effecten van negen verschillende varianten van verliesnormen op de stikstof- en fosfaatuitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater. De deelstudie brengt ook het effect op het nitraatgehalte in het bovenste grondwater en de fosfaatverzadiging van de bodem in beeld.

De varianten

De minst strenge variant van verliesnormen (variant A) wordt beschouwd als het referentieniveau van 1998. Bij alle varianten geldt als uitgangspunt dat de verliesnormen niet worden overschreden, en dat het overschot niet groter is dan in de praktijk het geval was bij de invoering van MINAS in 1998. Omdat de werkelijke overschotten op bouwland in 1998 vaak reeds lager waren dan de 1998-verliesnorm (variant A), is het berekende verschil in milieubelasting tussen variant A en de overige varianten kleiner dan op het eerste gezicht zou worden verwacht op grond van de verliesnormen. In variant B gelden de verliesnormen voor het jaar 2002 en in variant D de verliesnormen zoals die voorlopig zijn vastgelegd voor 2003.

Daarnaast is een aantal varianten doorgerekend die verder gaan dan de verliesnormen voor 2003, omdat werd verwacht dat de stikstof- en fosfaatverliesnormen niet zouden leiden tot het behalen van de milieudoelstellingen voor het grond- en oppervlaktewater. Bij de scherpste variant (variant H) is de fosfaatverliesnorm verlaagd tot 1 kg P_2O_5 per ha, conform de lange termijn doelstelling uit het Nationaal Milieubeleidsplan 4. De stikstofverliesnorm voor niet-aangewezen gronden bedraagt in variant H 140 en 60 kg N per ha voor resp. grasland en bouwland en bedraagt 100

en 40 kg N per ha voor resp. grasland en bouwland voor 600.000 ha aangewezen droge zandgronden.

Werkwijze

Voor de berekeningen van de nutriëntenbelasting van het grondwater en oppervlaktewater is het nationale nutriëntenemissiemodel STONE gebruikt. STONE werkt met een bodembalans (aanvoer van meststoffen en depositie, en opname door gewassen), terwijl MINAS een bedrijfsbalans is met aan- en afvoer door de 'farm gate' (aanvoer van kunstmest, dierlijke mest en veevoer; afvoer van melk, vlees, eieren, dierlijke mest en akker- en tuinbouwproducten). Om de verliesnormen van MINAS te vertalen naar aanvoer van meststoffen naar de bodem is een rekenprocedure ontworpen. Deze omvat berekeningen met het model FARMMIN-StopNit voor het bepalen van de aanvoer van meststoffen naar gras- en maïsland en een berekening in Excel voor het bepalen van de aanvoer naar bouwland. Een uitgangspunt is dat de verliesnormen niet worden overschreden. Daarom bevat de rekenprocedure ook krimp van de veestapel, als dat nodig is om aan de verliesnormen te voldoen.

Resultaten grondwater

Voor de scherpste variant H is berekend dat in 13% van het landbouwareaal in Nederland de MTR-waarde (maximaal toelaatbaar risico) voor nitraat in het bovenste grondwater (50 mg NO₃ per liter) wordt overschreden. Bij de variant A (verliesnormen 1998) is dit in 33% van het landbouwareaal het geval. De hoogste nitraatconcentraties in het grondwater komen voor in de droge zandgronden, omdat daar de stikstofverliezen vanwege denitrificatie beperkt zijn. Effecten van varianten van verliesnormen op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater komen met name tot uiting in de droge gronden met grondwatertrap VI, VII of VII*. De effecten zijn bij zandgronden groter dan bij kleigronden. Verder blijkt dat bij aanscherping van de verliesnormen een sterke daling optreedt in het areaal gronden met oorspronkelijk (variant A) hoge nitraatconcentraties (> 100 mg NO₃/l).

Resultaten oppervlaktewater

De totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Nederland vanuit landbouwgronden daalt bij aanscherping van de verliesnormen met maximaal 30%, namelijk van 61 miljoen kg N (variant A) naar 43 miljoen kg N (variant H). Voor fosfor bedraagt deze reductie 16%, van 3,8 miljoen kg naar 3,2 miljoen kg P.

De nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater wordt niet alleen bepaald door verliesnormen, grondsoort en landgebruik, maar vooral ook door de hydrologische situatie. Bij fosfor speelt ook de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem die vooral in de zandgebieden hoog is, een belangrijke rol. Als gevolg van deze afhankelijkheden komen er grote regionale verschillen voor in de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. De gemiddelde stikstofbelasting varieert tussen 50 en 100 kg N per ha per jaar bij natte gronden (grondwatertrappen I, II, III), en tussen 5 en 40 kg N per ha per jaar bij droge gronden (grondwatertrap VI, VII). De gemiddelde fosforbelasting varieert tussen 5 en 15 kg P per ha per jaar bij natte gronden en tussen 0 tot 3 kg P per ha per jaar bij droge gronden.

De stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater als gevolg van uitspoeling vanuit landbouwgronden, zijn in deze studie niet vastgesteld. Er kunnen dus op grond van deze studie geen conclusies getrokken worden over de mate van overschrijding van de normen die voor de oppervlaktewaterkwaliteit gelden (zie hiervoor clusterrapport 4 deel 2).

1 Inleiding

1.1 Kader

Sinds halverwege de jaren tachtig is er een beleid gevoerd om de negatieve gevolgen van het gebruik van dierlijke mest op het milieu te reguleren. Daarbij is gekozen voor een gefaseerd aanpak om de landbouw de kans te geven in te spelen op de milieueisen en te groeien naar een milieuverantwoorde productie. In de eerste fase werden mestproductierechten en normen voor het gebruik van dierlijke mest ingevoerd. De tweede fase had tot doel de milieubelasting daadwerkelijk te doen afnemen. Daarom werden de gebruiksnormen voor dierlijke mest aangescherpt. In de derde fase (1995 tot 2000) zou de einddoelstelling van het beleid, namelijk evenwichtsbemesting in 2000, gerealiseerd moeten zijn. In de Integrale Notitie mest- en ammoniakbeleid (LNV, 1995) is uiteindelijk voor deze derde fase, en de termijn (tot 2008-2010) daarna, een andere uitwerking gekozen. In de derde fase werd overgestapt van een regulering van maximaal toelaatbare gebruiksnormen voor landbouwgewassen naar een regulering van de maximaal toelaatbare mineralenoverschotten op bedrijfsniveau, waarbij ook kunstmest wordt inbegrepen. De reden hiertoe was dat daarbij recht wordt gedaan aan de verschillen in bedrijfsvoering binnen de sectoren en een zo groot mogelijk beroep wordt gedaan op de technologische vernieuwing en goed ondernemerschap. Voor de registratie van bedrijfsoverschotten werd het mineralen-aangiftesysteem (MINAS) geïntroduceerd. De feitelijke implementatie vond in 1998 plaats, hetgeen ertoe heeft geleid dat de Meststoffenwet in 1998 daarvoor is aangepast.

MINAS is er op gericht om op landbouwbedrijfsniveau na te gaan in hoeverre de maximaal toelaatbare stikstof- en fosfaatoverschotten al of niet overschreden worden. Deze maximaal toelaatbare overschotten variëren van bedrijf tot bedrijf en worden in grote lijnen bepaald door het areaal grasland en bouwland dat in gebruik is en de stikstof- en fosfaatverliesnorm die voor een bepaald jaar voor grasland en bouwland is vastgesteld. Sinds de implementatie zijn jaarlijks de verliesnormen voor stikstof en fosfaat aangescherpt. Ook in 2002 is dit het geval. Vanaf 2003 wordt beoogd dat verliesnormen worden ingevoerd die beschouwd mogen worden als “eindnormen”. De hoogte van de eindnormen voor stikstof en fosfaat is echter nog aan discussie onderhevig.

Bij de invoering van de nieuwe Meststoffenwet heeft de minister van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij de Tweede Kamer beloofd verslag te doen van de werking van de wet en zonodig voorstellen te doen voor de aanpassing van het ingezette beleid. De eerste evaluatie heeft in 2000 plaatsgevonden. De tweede evaluatie van het mestbeleid (“Evaluatie meststoffenwet”) vindt in het voorjaar van 2002 plaats en richt zich op de sociaal-economische, landbouwkundige, milieukundige en maatschappelijke effecten van het gevoerde Mestbeleid en het nog te voeren beleid. Mede om deze reden heeft het Minister van LNV het Milieuplanbureau verzocht deze effecten voor verschillende varianten van verliesnormen in kaart te brengen.

1.2 Doelstelling

Deze studie vormt een onderdeel van het geheel aan studies om een ex ante analyse uit te voeren van de effecten van varianten van verliesnormen. De studie richt zich specifiek op het op nationale schaal kwantificeren van de milieukundige effecten van verschillende verliesnormen voor stikstof en fosfaat. Hiervoor is het landsdekkende nutriëntenemissiemodel STONE gebruikt, waarmee de nutriëntenuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater kan worden gesimuleerd. Zowel de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater, de fosfaatverzadiging van de bodem als de stikstof- en fosforvruchten die naar het oppervlaktewater uitspoelen, zijn voor elke variant gekwantificeerd. In dit rapport zijn de resultaten van deze studie samengevat, waarbij tevens wordt ingegaan op de gehanteerde methodiek.

1.3 Leeswijzer

Voor die lezers voor wie de samenvatting en de conclusies te summier zijn, maar toch op hoofdlijnen dit rapport willen doorkruisen, is het zinvol om hoofdstuk 2 over de inhoud en de achtergronden van de varianten van verliesnormen te lezen en hoofdstuk 5 met een beschrijving van de belangrijkste resultaten van de milieukundige effecten van de verschillende varianten. Voor diegene die ook nog meer wil weten over de achtergronden van de gehanteerde methodiek, is het raadzaam om ook hoofdstuk 3 over de werkwijze en hoofdstuk 4 over de bemesting van de bodem te lezen. Wel moet nog worden opgemerkt dat de beschrijving van de werkwijze in hoofdstuk 3 (ruimtelijke schematisatie en beschrijving van het modelinstrumentarium) vrij technisch is, omdat deze een “volledige” verantwoording dient te geven van de gehanteerde methodiek.

2 Varianten van verliesnormen

Tabel 2.1 geeft een overzicht van de 9 varianten van verliesnormen voor stikstof en fosfaat die door de stuurgroep en projectgroep Evaluatie Meststoffenwet 2002 zijn vastgesteld. Vier van de negen varianten worden beschouwd als hoofdvant, te weten A, B, D1 en H. Voor deze hoofdvanten zijn ook de effecten van nutriëntenuitspoeling vanuit landbouwgronden op het zoete en zoute water doorgerekend. Op basis hiervan zijn ook de sociaal-economische, landbouwkundige en maatschappelijke gevolgen gekwantificeerd (Milieu- en Natuurplanbureau RIVM, 2002)

Tabel 2.1 Overzicht van de hoogte van de N- en P-verliesnormen (kg N ha⁻¹ en P₂O₅ ha⁻¹) voor respectievelijk grasland en bouwland voor de 9 varianten

	Naam variant	Areaal droge zandgronden (ha)	N-grasland (overig/droog) (kg per ha/jr)	N-bouwland (klei/overig/droog) (kg per ha/jr)	P-grasland (kg per ha/jr)	P-bouwland (kg per ha/jr)
A	Referentie 1998		300	175	40	40
B	Mestwet 2002	140.000	220/190	150/110/100	25	30
C	Generiek + maatregelen* ¹	140.000	180	100	20	20
D1	Mestwet 2003	140.000	180/140	100/100/60	20	20
D2	Mestwet 2003	360.000 ^c	180/140	100/100/60	20	20
E	Variant N-plus	140.000 ^a + 220.000 ^b	140/100 -/120	60/60/40 -/-/60	20	20
F	Variant P-plus (incl. kunstmest-P)	140.000	180/140	100/100/60	10	10
G	Variant combi E + F	140.000 ^a + 220.000 ^b	140/100 -/120	60/60/40 -/-/60	10	10
H	Variant 'vergaand'	600.000	140/100	60/60/40	1	1

*¹ variant C: bovenop de generieke verliesnormen voor de Meststoffenwet 2003 worden de volgende extra maatregelen voor droog zandgronden meegenomen (zie aanhangsel 12):

- effect van eerder opstallen
- effect van diepwortelende gewassen, zoals granen, lucerne, suikerbieten en grassen
- effect inzaai groenbemesters/nagewas bij bouwland

^a dit is het areaal landbouwgrond met een grondwatertrap VII (incl. VII*) of VIII

^b dit is het areaal landbouwgrond met een grondwatertrap VI

^c dit is het areaal landbouwgrond met een grondwatertrap VI, VII (incl. VII*) of VIII

Zoals in Tabel 2.1 is aangegeven, zijn de stikstofverliesnormen voor droge zandgronden lager dan die voor de overige gronden. Wanneer een zandgrond als droog te kenmerken is, is nog aan discussie onderhevig. Voor de invoering van de verliesnormen voor 2002 wordt vooralsnog uitgegaan van zandgronden met een grondwatertrap VII (incl. VII*) of VIII (brief de minister van LNV de Tweede Kamer, d.d. 11 september 2001). Op basis van de (verouderde) bodemkaarten betreft het hier een areaal van 140.000 ha.

De wetenschappelijke onderbouwing voor de beleidsbeslissing om na 2002 'zand op grondwatertrap VI', met een areaal van ongeveer 220.000 ha, wel of niet aan te wijzen als 'droog zand' moet nog worden geleverd. De mate van nitraatuitspoeling zoals in het kader van deze studie bepaald, vormt o.a. hiervoor een basis.

Momenteel loopt nog het project 'actualisatie bodem- en grondwatertrappenkaart'. Niet eerder dan najaar 2003 komen de resultaten van dit project formeel beschikbaar. Hiermee zal meer duidelijkheid worden verkregen over zowel de feitelijke omvang als de feitelijke ligging van de droge zandgronden. Eerste indicaties geven echter aan dat rekening gehouden moet worden met een forse toename van de omvang van het areaal droog zandgronden, mogelijk met enkele honderdduizenden hectares. Vooruitlopend op deze definitieve cijfers krijgt in de meest scherpe variant het areaal droge zandgronden een fors grotere omvang (nl. 600 000 ha) .

Variant Referentie: normen 1998

In deze variant (variant A, zie Tabel 2.1) is het effect van de verliesnormen 1998 berekend. Er is in deze variant verondersteld dat alle landbouwbedrijven met deze normen te maken hebben. Dit is gedaan vanwege een betere vergelijkbaarheid van deze variant met de overige varianten. Dit wijkt dus af van de feitelijke situatie in 1998, omdat toen alleen intensieve bedrijven aangifteplichtig waren. Bij de uitwerking van deze variant is verder verondersteld dat de verliesnormen niet opgevuld hoeven te worden, als dit gezien de praktijksituatie niet plausibel is. De variant dient als referentie om de milieu-effecten van de overige varianten aan te kunnen afmeten. In 1998 werd nog geen onderscheid gemaakt tussen droge zandgronden en overige gronden.

Varianten Meststoffenwet 2002 en 2003

De verliesnormen met betrekking tot deze varianten zijn in de meststoffenwet opgenomen. Er wordt verondersteld dat de bemesting zodanig wordt aangepast dat wordt voldaan aan deze verliesnormen. Ten aanzien van het areaal droge zandgronden, zal de variant 'verliesnormen Meststoffenwet 2002' (variant B in Tabel 2.1) gebaseerd zijn op een areaal van 140.000 ha (grondwatertrappen VII(*) en VIII). Met betrekking tot de verliesnormen 2003 worden twee varianten onderscheiden, te weten D1 gebaseerd op een areaal droge zandgronden van 140.000 ha (grondwatertrappen VII(*) en VIII) en variant D2 gebaseerd op dezelfde verliesnormen maar nu met een areaal droge zandgronden van 360.000 ha (grondwatertrappen VI, VII(*) en VIII)).

Alternatieve variant voor de Meststoffenwet 2003

Variant C heeft tot doel om uitgaande van de generieke verliesnormen van Meststoffenwet 2003, duidelijk te maken of met een set aanvullende maatregelen niet hetzelfde milieu-effect verkregen kan worden als met het verder aanscherpen van de verliesnormen voor droge zandgronden. Omdat het hier geen generieke toepassing van verliesnormen betreft, is deze variant C niet met STONE doorgerekend om technische redenen. In Aanhangsel 12 is aangegeven op welke wijze deze analyse is uitgevoerd en zijn ook de resultaten van deze variant beschreven.

Varianten die verdergaan dan de Meststoffenwet 2003

De verliesnormen voor 2003 zijn niet noodzakelijkerwijs op te vatten als “eindnormen”. In 2004 zal er opnieuw een evaluatie van de Meststoffenwet worden uitgevoerd. Daarom is in deze studie een aantal scherpere varianten meegenomen die een indicatie geven van de vereiste verliesnormen om de milieudoelstellingen te realiseren. In deze verdergaande varianten is het wenselijk om afzonderlijk de stikstof- en fosfor-verliesnormen aan te scherpen, om zodoende de effecten van deze aanscherping goed te kunnen beoordelen. In eerdere studies bleek dat onvoldoende te zijn gebeurd.

In variant E wordt de verliesnormen voor stikstof verder aangescherpt. Uit eerdere studies (Schröder en Corré, 2000; Bresser et al., 1999) is gebleken dat het niet zeker is dat de verliesnormen 2003 toereikend zijn voor het behalen van de milieudoelstelling in grond- en oppervlaktewater. Deze variant is een aanscherping van variant D2. In deze variant wordt een onderscheid gemaakt in de hoogte van de N-verliesnorm voor 140.000 ha zandgronden met een Gt VII(*) of VIII en de 220.000 ha zandgronden met een Gt VI. Omdat in CLEAN (mestverdelingsmodule in STONE model) qua mestnormen geen onderscheid kan worden gemaakt binnen de categorie droge zandgronden, is deze variant doorgerekend met de strengste verliesnorm voor de 360.000 ha droge zandgronden.

In variant F wordt het mestbeleid voor fosfaat verder aangescherpt. Naast een aanscherping van de verliesnorm tot 10 kg P_2O_5 per ha per jaar betreft dit het opnemen van kunstmestfosfaat binnen de verliesnorm. Deze variant is gericht op de realisatie van milieudoelstellingen voor het oppervlaktewater. Omdat droge zandgronden niet bijdragen aan de nutrientenbelasting van het oppervlaktewater en het areaal droge zandgronden daarom niet van belang is, zijn de berekeningen voor variant F uitgevoerd bij een areaal droge zandgronden van 140.000 ha. Deze variant sluit daarmee aan bij variant D1.

In variant H, de meest scherpe milieuvariant, is de verliesnorm voor fosfaat verder verlaagd tot 1 kg P_2O_5 per ha per jaar. Uit eerdere studies is namelijk gebleken dat voor fosfaat in principe zou moeten worden gestreefd naar een jaarlijks fosfaatoverschot in de range 0-1 kg P_2O_5 per ha om aan de milieudoelstellingen voor oppervlaktewater te voldoen (zie Oenema en van Dijk, 1994, Schröder en Corré, 2000). Met betrekking tot de stikstofverliesnorm voor droge zandgronden wordt rekening gehouden met de verwachte uitbreiding van het areaal droge zandgronden (als gevolg van de bodemkaart- en grondwatertrappenactualisatie). Deze variant combineert de aangescherpte verliesnorm voor stikstof van variant E met een groot areaal droge zandgronden (600.000 ha) en de verder aangescherpte fosfaatverliesnorm (1 kg P_2O_5 per ha) met het opnemen van kunstmestfosfaat binnen deze verliesnorm.

3 Werkwijze

3.1 Algemeen

STONE is een model dat er op gericht is 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. STONE is een interdepartementaal consensusmodel dat ontwikkeld is door voornamelijk Alterra, RIZA en RIVM. De ontwikkeling van STONE is gestart vanuit de modellen en gegevens uit de Watersysteemverkenning (1994) en vond grotendeels plaats in de periode 1997 – 2000. Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten, te weten een mestverdelingsmodule CLEAN van het RIVM, een N-depositiemodule OPS/SRM van het RIVM, een bodem-N- en -P-kringloop- en N- en P-emissie-module ANIMO van Alterra en de ruimtelijke schematisatie van Nederland door RIZA. In 2000 is de eerste release (STONE 1.3; Beusen et al., 2000) ingezet voor de Nationale milieuverkenningen 5 (MV5) (Overbeek et al., 2001). De kennis en ervaringen opgedaan bij deze toepassing hebben tot een groot aantal aanpassingen geleid. Dit heeft geresulteerd in een nieuwe release van STONE (versie 2.0). De belangrijkste veranderingen in STONE waren: (1) nieuwe module voor de berekening van de gewasproductie en de stikstof- en fosfaatopname (QUADMOD; Ten Berge et al., 2000); (2) nieuwe modules voor de berekening van denitrificatie en mineralisatie van organische stof; (3) nieuwe ruimtelijke schematisatie van Nederland (Kroon et al., 2001). Voor meer informatie over de historische ontwikkeling en de functionaliteit van STONE, zie Rötter et al. (2001).

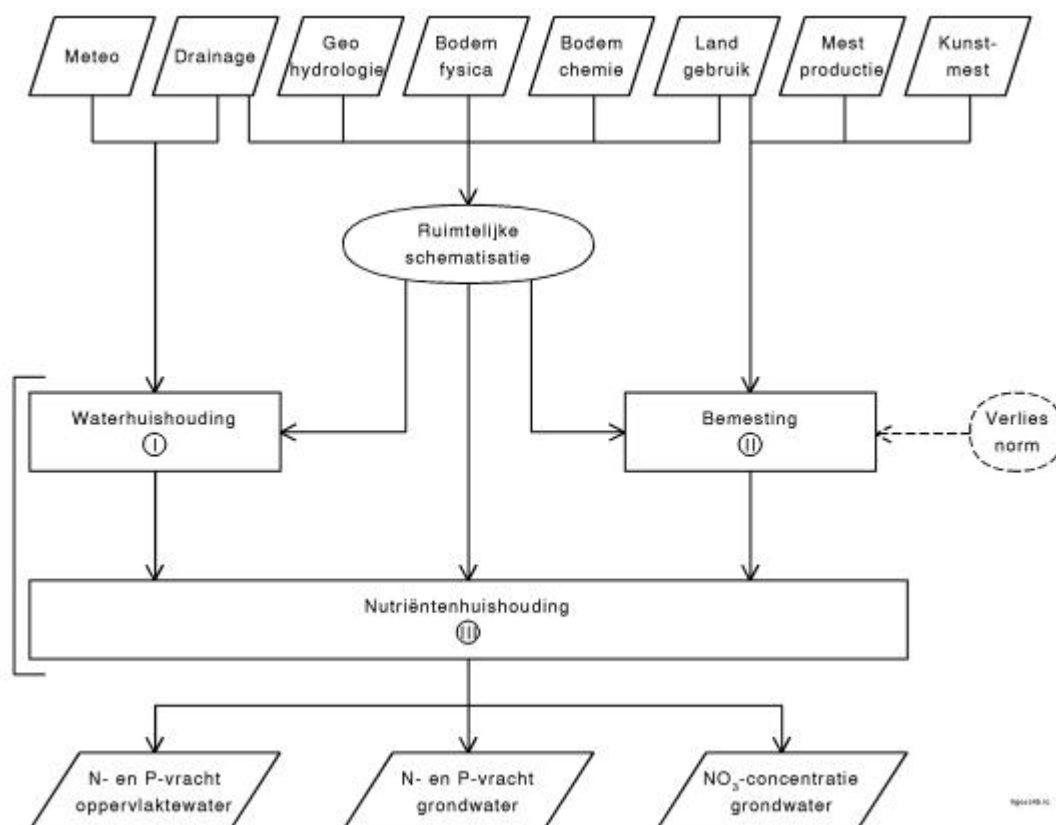
Van origine was het modelinstrumentarium STONE ontwikkeld voor het doorrekenen van varianten van stikstof- en fosfaatgebruiksnormen, zoals deze in de eerste en tweede fase van het mestbeleid werden opgelegd voor de verschillende landgebruiksvormen. Door de invoering van de nieuwe meststoffenwet, met daaraan gerelateerd het MINAS-systeem, was de mestverdelingsmodule CLEAN niet meer volledig geschikt om de verliesnormen die voor fosfaat en stikstof op bedrijfsniveau gelden, te vertalen naar bemestingsgiftten voor stikstof en fosfaat. Er is daarom in deze studie een voorbewerking toegepast om deze verliesnormen te vertalen naar de stikstof- en fosfaatgebruiksnormen in CLEAN. Met name bij de graasveehouderij deed dit probleem zich voor. Deze problematiek heeft er toe geleid dat er veel aandacht is besteed aan de methodiek om voor graasveehouderijbedrijven de juiste bemestingcijfers aangeleverd te krijgen naar de bemestingsmodule CLEAN. Hiervoor is het model FARMMIN van Plant Research International ingeschakeld (Van der Meer et al., 2002).

In 2000/2001 is met STONE versie 2.0 een plausibiliteittoets uitgevoerd (Overbeek et al., 2001). Tijdens een workshop in juni 2001 is STONE versie 2.0 door een breed forum van onderzoekers, beleidsanalisten en onderzoeksmanagers van RIVM, RIZA en Wageningen-UR geschikt verklaard voor beleidsondersteuning, zoals bijvoorbeeld

deze inzet van STONE ten behoeve van de evaluatie van de Meststoffenwet in 2002. Hierbij werden een aantal kanttekeningen geplaatst: (1) een volledige toetsing van het STONE systeem moet nog in 2002 uitgevoerd worden; (2) betrouwbaarheid van STONE resultaten is voldoende op nationale schaal maar is op een fijnere schaal dan het nationale niveau onvoldoende onderzocht; (3) interpretatie van STONE resultaten t.b.v. beleidsondersteuning zal zorgvuldig moeten plaats vinden en eerst breed besproken en geaccordeerd moeten worden door deskundigen (Rötter et al., 2001). Aan deze laatste voorwaarden is voldaan (zie Woord vooraf).

Voor het berekenen van de belasting van grond- en oppervlaktewateren met stikstof en fosfaat in Nederland, wordt Nederland opgedeeld in 6405 landeenheden, zgn. plots genoemd. Een plot is een unieke combinatie van voornamelijk hydrologie, bodemtype en landgebruiksvorm. Elke plot kan worden beschouwd als een unieke, homogene eenheid binnen Nederland, die echter niet uit een aansluitend gebied bestaat. De plotgrootte varieert van 25 tot 21.762 ha met een mediaanwaarde van 287.5 ha. Deze nieuwe ruimtelijke schematisatie van Nederland is recent gereedgekomen bij de oplevering van STONE versie 2.0 en is uitgebreid beschreven door Kroon et al. (2001).

Figuur 3.1 geeft een schematische weergave van het huidige modelinstrumentarium van STONE met de belangrijkste deelmodellen en datainput- en dataoutput-bestanden. Nederland is ruimtelijk geschematiseerd met betrekking tot data-input zoals bodemtype en landgebruik, via de hierboven beschreven unieke plots. In paragraaf 3.2 wordt verder ingegaan op deze ruimtelijke schematisatie van Nederland. In paragraaf 3.3 wordt de toegepaste methodiek beschreven om de verliesnormen te vertalen naar mestgiften en in paragraaf 3.4 wordt de methodiek beschreven om de nutriëntenuitspoeling te berekenen voor de mestgiften.



Modelinstrumentarium

I: SWAP met voorbewerking NAGROM/LGM

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

III: ANIMO in combinatie met QUADMOD met aansturingsschil GONAT

Fig.3.1 Schematische weergave van het modelinstrumentarium met de belangrijkste data-input- en -outputbestanden

3.2 Ruimtelijke schematisatie

In de nieuwe ruimtelijke indeling van Nederland voor STONE (Kroon et al., 2001) wordt het landareaal geclassificeerd naar de hydrologische kenmerken, het landgebruik en de bodemeigenschappen. Hierbij wordt rekening gehouden met de bodemfysische en bodemchemische kenmerken van zowel de boven- als ondergrond. Deze afzonderlijke classificatiekenmerken zullen hier kort worden toegelicht.

Hydrologie

Om de nutriëntenvrachten naar het oppervlaktewater en de nitraatconcentraties in het grondwater te kunnen kwantificeren, dient de waterafvoer uit het landelijke gebied naar het oppervlaktewater en de grondwaterstand in het landelijke gebied precies berekend te worden. Deze worden bepaald door de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond, de drainage-eigenschappen, en de nettoflux naar het topsysteem, bestaande uit kwel of wegzijging. De hydrologie is daarom ruimtelijk

geschematiseerd op basis van deze drie karakteristieken en tevens de grondwaterstand.

Voor de schematisatie van de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond is de indeling in 22 zgn. hydrotypen gebruikt (Massop et al., 2000). Deze indeling is gebaseerd op o.a. de geologische kaart van Nederland (1:600.000). Voor de schematisatie van de drainage-eigenschappen worden vijf verschillende drainagesystemen voor afvoer

naar het oppervlaktewater onderscheiden, namelijk

- waterafvoer naar brede waterlopen (> 3 meter);
- smalle waterlopen (ca. 0.5m - 3 m);
- greppels (< ca. 0.5 m);
- waterafvoer over het maaiveld naar het oppervlaktewater;
- waterafvoer via aangelegde drains in de bodem.

De classificatie naar drainage-eigenschappen is voornamelijk gebaseerd op de drainage-weerstand bij afvoer naar de waterlopen. Deze drainageweerstand is berekend met het MONA-instrumentarium van het RIZA (Kroon en Werkman, 2001). Dit resulteerde in 6 groepen van drainageweerstanden.

De wateraanvoer vanuit de diepe ondergrond is berekend met behulp van het MONA-instrumentarium (Kroon en Werkman, 2001: 2 modellen voor het grondwater, waarvan NAGROM voor het diepe systeem en MOZART voor het topsysteem). Deze berekende kwel is gebruikt om een kwelkaart te generen, die voor de STONE toepassing is gegroepeerd in 6 kwelklassen (Kroon et al., 2001). Voor het onderscheiden van grondwaterstanden is de grondwatertrappenkaart van de bodemkaart 1:50.000 gebruikt. Hiervoor zijn de Gt-codes uit de bodemkaart vertaald naar 7 Gt-groepen, die zijn gebruikt voor de hydrologische schematisatie.

Door verbeteringen van de ontwatering in de afgelopen decennia zijn de ruimtelijke opnamen van grondwatertrappen zoals aangegeven op de bodemkaart 1:50.000 uit de periode 1950-1980, nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, zijn toegenomen. Bij de modelberekeningen met SWAP (zie hieronder: 'Plots') is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001). Ten opzichte van de bodemkaart (kaart Gt) is het door STONE berekende landbouwareaal op alle grondsoorten met Gt VI en Gt VII (Tabel 3.2.1) met bijna 50% (414 duizend ha) toegenomen (van 603 + 258 = 860 duizend ha naar 769 + 505 = 1274 duizend ha). Uit deze tabel blijkt dat de toename van het areaal Gt VI en Gt VII ten koste is gegaan van het areaal met Gt II, Gt III en Gt V.

Tabel 3.2.1 Vergelijking van het areaal landbouwgrond dat in STONE als Gt I t/m Gt VII wordt berekend, met het areaal dat op de bodemkaart met Gt I t/m Gt VII is aangegeven. Het areaal is gegeven in duizend ha (naar Kroes et al., 2001)

Oppervlakte landbouwgrond, duizend ha			
Gt	STONE	Kaart-Gt	Vershil
I	48	8	39
II	174	253	-79
III	189	323	-134
IV	183	125	58
V	85	382	-297
VI	769	603	167
VII	505	258	247
Totaal	1952	1952	0

Landgebruik

Binnen de STONE-schematisering in landgebruik worden 6 vormen van landgebruik onderscheiden: (1) gras, (2) maïs, (3) overig landbouw, (4) natuur, (5) water en (6) bebouwing. De ligging is afgeleid uit het LGN-3+ bestand (25 m bij 25 m) van Nederland (de Wit et al., 1999) en ten behoeve van de verdere ruimtelijke schematisatie opgeschaald naar een bestand van 250 bij 250 meter. Omdat het areaal grasland hoger uitviel dan het areaal dat bij het LEI als grasland geregistreerd stond, zijn een aantal grasland-plots als onbemest grasland ('natuur') behandeld.

Bodemtype

Voor het onderscheid in bodemtypen is gebruik gemaakt van een vertaling van de bodemkaart 1:50.000 naar 21 bodemfysische eenheden / PAWN-eenheden (Klijn, 1997). Deze vertaling is gebaseerd op de vertaling van de bodemkaart 1:250.000 in bodemfysische eenheden (Wösten et al., 1988). Bij deze indeling in bodem(fysische) eenheden worden diverse veen-, zand- en kleigronden onderscheiden. Voor de indeling in bodemchemische eenheden zijn deze bodemtypen verder gedifferentieerd naar 3 kenmerken, te weten: de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, de mineralisatiecapaciteit en de capaciteit van de bodem om kationen (waaronder NH_4) uit te wisselen (Kroon et al., 2001).

Plots

De randvoorwaarde voor de nieuwe STONE-schematisatie was de mogelijkheid om één scenario binnen 24 uur te kunnen doorrekenen. Het gevolg hiervan was dat maximaal 6000 plots konden worden onderscheiden binnen Nederland, met unieke combinaties van hydrologische eigenschappen, landgebruik en bodemkenmerken. De combinatie van deze eigenschappen leidde in eerste instantie tot een veel te groot aantal plots voor Nederland. De reductie van het aantal plots heeft in een aantal stappen plaatsgevonden en is uitgebreid beschreven door Kroon et al. (2001). De nieuwe ruimtelijke schematisatie van STONE bestaat uit 6407 plots, waarvan 1 plot voor al het bebouwde areaal en 1 plot voor al het open water.

In aanhangsel 1 tot en met 5 zijn de belangrijke plotkenmerken ruimtelijk weergegeven, te weten: landgebruik, bodemeenheden (volgens Wösten et al. (1988); met daarin aangeven de indeling in zand, klei en veen), kwelflux, GHG en GLG voor

de weerreeks 1986-2000 (deze weerreeks is ook voor het doorrekenen van varianten van verliesnormen gebruikt), en de gemiddelde waterafvoer naar het oppervlaktewater (zelfde weerreeks).

Voor deze 6405 plots zijn met het gedetailleerde hydrologische model SWAP de grondwaterstanden en waterafvoeren naar de verschillende drainagemiddelen gesimuleerd voor perioden van 15 aaneengesloten weerjaren (Kroon et al., 2001). In deze studie naar de milieukundige effecten van verliesnormen maakt het toegepaste STONE-instrumentarium gebruik van deze gesimuleerde waterafvoeren op basis van twee (meteo)reeksen voor 1971-1985 en 1986-2000.

In Tabel 3.2.2 is op basis van de STONE-schematisatie voor alle landbouwgronden in Nederland (1.95 miljoen ha) aangegeven in welke mate de verschillende combinaties van landgebruik, grondsoort, en grondwatertrap voorkomen (zie ook aanhangsel 6).

Tabel 3.2.2 Het areaal landbouwgrond (in duizend ha) volgens STONE, als functie van landgebruik, grondsoort en groepen van grondwatertrappen (Gt). De grondwatertrappen I, II, III, III, IV, V, V* zijn gecombineerd, evenals die van Gt VII, VII*.*

Landgebruik	Grondsoort	Areaal landbouwgrond per Gt, in duizenden ha		
		< VI	VI	>VI
Bouwland	Kleigronden	61	381	3
	Lössgronden	3	1	41
	Veengronden	57	11	19
	Zandgronden	38	26	104
Grasland	Kleigronden	101	187	32
	Lössgronden	6	1	29
	Veengronden	226	6	6
	Zandgronden	120	95	174
Maisland	Kleigronden	16	13	4
	Lössgronden	1	1	10
	Veengronden	16	2	3
	Zandgronden	32	45	79
Totaal	1950 (=100%)	677 (=35%)	769 (=39%)	504 (26%)

Toewijzing areaal droge zandgronden aan de plots

De schematisatie van Nederland in 6405 plots met elk hun specifieke eigenschappen zoals bodemtype en grondwatertrap, komt (uiteraard) niet 1 op 1 overeen met de kaart waarop de 140.000 ha droge zandgronden met een grondwatertrap VII(*) en VIII en de 220.000 ha matige droge zandgronden met een grondwatertrap VI staan aangegeven. Hiervoor zijn een groot aantal redenen aan te geven die veel te maken hebben met het verschil in basiskaarten die gebruikt zijn en het schaalniveau waarop de toepassing plaatsvindt. Zo is men bij de STONE-schematisatie naar bodemtype uitgegaan van de bodemkaart schaal 1:250 000, terwijl bij het maken van de droge zandgrondenkaart de bodemkaart schaal 1: 50 000 en gegevens omtrent perceelsgrenzen e.d. zijn gebruikt. Evenzo met betrekking tot de grondwatertrap zijn er verschillen aan te geven. Bij de droge zandgrondenkaart wordt uitgegaan van de

grondwatertrappen zoals vermeldt op de bodemkaart 1:50 000, terwijl bij de STONE-berekeningen voor de plots wordt uitgegaan van gemodelleerde grondwatertrappen op basis van de hydrologische kenmerken in het gebied. Daarnaast moet worden opgemerkt dat de actuele grondwatertrap op basis van steekproeven vaak blijkt af te wijken (nl. meer verdroging) van de grondwatertrap volgens de bodemkaart. Deze vergelijking liet zien dat de grondwatertrappen volgens de bodemkaart vaak verouderd zijn en dat de met STONE berekende verdeling van grondwatertrappen vrij goed overeenstemt met de actuele grondwatertrappen (Kroon et al., 2001; Overbeek et al., 2001).

Om aan te kunnen geven welke plots met een lagere verliesnorm doorgerekend moeten worden, is een overlay gemaakt van de droge zandgrondenkaart met de STONE-plotkaart van Nederland. De methodiek die gehanteerd is, komt overeen met de methodiek, zoals toegepast bij de Nationale Milieuverkenningen 5 (MV5) en beschreven door Overbeek et al. (2001). In aanhangsel 6 is de plot aanwijzingsprocedure nader beschreven en is aangegeven welke grondsoort-grondwatertrap-combinaties zijn aangewezen als 'droog zand'.

3.3 Methodiek voor de vertaling van verliesnormen naar mestgiften

Het nationale nutriëntenemissiemodel STONE gaat uit van een bodembalans. Dat wil zeggen dat de gevolgen van de nutriëntenaanvoer in meststoffen en depositie en de nutriëntenafvoer door gewasopname voor de bodem- en waterkwaliteit op plotniveau worden gesimuleerd. De MINAS-systematiek gaat echter uit van een bedrijfsbalans gebaseerd op de aan- en afvoer door de 'farm gate' (aanvoer van kunstmest, dierlijke mest en veevoer; afvoer van melk, vlees, eieren, dierlijke mest en akker- en tuinbouwproducten). Om de verliesnormen van MINAS te vertalen naar aanvoer van meststoffen naar de bodem is een rekenprocedure ontworpen. Deze paragraaf gaat eerst in op de vraag waarom verliesnormen niet rechtstreeks naar mestgiften vertaald kunnen worden, en waarom de vertaling vrij complex is. Het tweede deel van de paragraaf gaat uitgebreid in op de rekenprocedure.

MINAS systematiek: toelaatbaar overschot per gewas en bedrijf

De MINAS-wetgeving schrijft verliesnormen voor: maximaal toelaatbare N- resp. P-overschotten per ha grasland en per ha bouwland. De vastgestelde normen zijn grondsoort-afhankelijk. Zo gelden voor de zgn 'droge zandgronden' lagere waarden dan voor de overige gronden. De gedachte hierbij is dat op droge zandgronden een groter deel van het overschot daadwerkelijk als nitraat het grond- en oppervlaktewater belast. De verliesnormen worden als basis gebruikt om het toelaatbaar bedrijfsoverschot vast te stellen, door de respectievelijke arealen gras- en bouwland te vermenigvuldigen met de bijbehorende verliesnorm. Dit levert een 'areaal-gebaseerd' toelaatbaar N- en P-overschot op bedrijfsniveau op. Omdat er in de veehouderij gasvormige verliezen optreden die niet resulteren in verhoogde nitraatbelasting van het grondwater, voorziet de MINAS wetgeving in de zgn. 'diercorrectie' voor stikstof. Deze houdt in eerste instantie een verhoging in van het toelaatbaar overschot, welke wordt berekend uit kengetallen (veronderstelde

gasvormige verliezen) per diercategorie, en het aantal dieren in betreffende categorie. Vervolgens wordt op dit 'verhoogde overschot' weer een korting in mindering gebracht, namelijk 60 kg N per ha grasland, zodat de netto diercorrectie die zodoende ontstaat het toelaatbaar overschot alléén verruimt bij echt hoge veebezetting. Bij lagere veebezetting zijn de gasvormige verliezen al vervat in de voor grasland fors hogere verliesnorm. Overigens geldt de bepaling dat de netto diercorrectie niet negatief kan zijn, en dat deze het toelaatbaar bedrijfsoverschot dus nooit kan dalen tot beneden het 'areaal-gebaseerde' toelaatbaar overschot.

Bij overschrijding van het toelaatbaar bedrijfsoverschot volgens MINAS dient de ondernemer een heffing te betalen, proportioneel met de overschrijding van het toelaatbaar overschot van resp. N en P.

Het begrip 'overschot' zoals gehanteerd in de MINAS systematiek is het verschil tussen de som van MINAS-aanvoerposten en MINAS-afvoerposten op de bedrijfsbalans. Atmosferische depositie van ammoniakverbindingen en binding van atmosferische N₂ door vlinderbloemigen worden vooralsnog niet meegeteld bij het opstellen van de MINAS-balans. Voor fosfaat blijft vooralsnog de aanvoer in kunstmest buiten beschouwing. Voorraadwijzigingen binnen het bedrijf komen rechtstreeks op het conto van het MINAS-balansoverschot. Met andere woorden: een bedrijf dat in een boekjaar slechts een deel van de aangekochte kunstmest of voeders verbruikt en het restant opslaat, zal daardoor een relatief groot overschot vertonen. Natuurlijk verhoogt de betreffende opslagterm de milieubelasting niet, maar correcties hiervoor zijn moeilijk controleerbaar en daarom niet mogelijk binnen de MINAS systematiek. Hetzelfde geldt in feite voor opslag in de bodem.

Open teelten

Akker- en tuinbouwbedrijven werken bij het vaststellen van de MINAS-afvoer met een forfaitaire afvoer van nutriënten via het gewas. Deze bedraagt 165 kg N per ha, en 65 kg P₂O₅ (28,4 kg P) per ha. Dat betekent dat het vaststellen van de mestgift voor de 'open-teelt sectoren' relatief eenvoudig is: indien de stikstofverliesnorm bijv. 100 kg N per ha bedraagt, zal de totale N-gift $165 + 100 = 265$ kg N per ha bedragen, indien verondersteld wordt dat de ondernemer inderdaad de toegestane 'MINAS-ruimte' zal benutten en dus de maximaal toegestane gift zal toedienen. Daarmee is de vertaling van verliesnorm naar mestgift gemaakt. Voor P geldt dezelfde systematiek, maar kunstmest blijft in de meest varianten buiten beschouwing zodat de maximale jaarlijkse P-gift in dierlijke mest vastgesteld wordt als $28,4 + \text{verliesnorm}$ (beide uitgedrukt in kg P per ha). Uiteraard wordt er rekening mee gehouden dat akkerbouwers en tuinders de MINAS-ruimte niet volledig opvullen, namelijk als de historische gift al laag is.

Deze berekeningswijze laat overigens buiten beschouwing dat de ondernemer de legale mogelijkheid heeft om sommige gewassen 'boven de norm' te bemesten ten koste van andere gewassen. Een andere onbekende in de berekeningswijze is de verhouding tussen de hoeveelheid toegediende 'werkzame' N (beschikbaar voor gewasopname in het jaar van toediening) en de totale hoeveelheid toegediende N. Bij eenzelfde N-overschot op de bodembalans zal een groter deel van dat overschot

verloren gaan (emissie) naarmate het aandeel werkzame N in de totale N-aanvoer groter is. Het aandeel 'werkzame' N hangt vooral af van de verhouding kunstmest : dierlijke mest. Het is daarom van belang dat niet alleen de totale N aanvoer in mest, maar ook de doses per mestsoort worden gespecificeerd. Voor de open teelten wordt dit op eenvoudige wijze in de modelberekeningen behandeld.

Graasveehouderij

Voor veehouderijbedrijven is de relatie tussen verliesnorm en mestgift minder direct, onder andere doordat er in de MINAS-systematiek geen forfaitaire afvoer op hectare-basis gehanteerd wordt, en er relatief grote hoeveelheden bedrijfseigen mest worden gebruikt. Deze eigen mest vertegenwoordigt geen aanvoer naar het bedrijf en is dus ook niet als zodanig in de mineralenbalans van het bedrijf 'zichtbaar', maar is een grote interne stroom en geldt meestal als belangrijkste aanvoerpost voor de bodembalans. Hetzelfde geldt overigens voor de gewasproductie (afvoerpost voor bodembalans), die in het bedrijf gevoerd wordt.

In de graasveehouderij bepaalt de bedrijfsconfiguratie in belangrijke mate de mestgiften (dierlijke mest en kunstmest) op grasland en maïsland, bij een gegeven MINAS-bedrijfsoverschot per ha. Hierbij spelen een rol: (a) de omvang en opbouw van de veestapel in relatie tot het totaal bedrijfsareaal, die de verhouding bepaalt tussen de aanvoer van kunstmest en bedrijfsvreemde voeders; (b) de verhouding grasland : bouwland; (c) het beweidingssysteem; (d) de mogelijkheid tot kosteneffectieve afzet van overtollige mest; en (e) de bodemvruchtbaarheid. Randvoorwaarden daarbij zijn de voederbehoefte van de veestapel, en het toelaatbaar overschot op de MINAS balans. Bij de vertaling van verliesnormen naar mestgiften dienen deze factoren in rekening gebracht te worden. In deze studie is daartoe gebruik gemaakt van een model (FARMMIN; Van der Meer et al., 2002) dat genoemde aspecten kwantificeert.

Bodemvruchtbaarheid, mestgift, bodemoverschot: veehouderij versus open teelten

De relatie tussen mestgift en overschot (zowel op bedrijfs- als bodembalans) is sterk afhankelijk van de levering van N (resp. P) uit de bodemvoorraad, dus van de bodemvruchtbaarheid. Is deze hoog, dan zal bij eenzelfde gift de afvoer relatief groot (als gevolg van een hoge productie) en het overschot dus relatief klein zijn. Dit omdat de levering uit de bodem immers niet als aanvoerterm in de balans geldt. Hierdoor ontstaat de mogelijkheid om hoge mestgiften te (blijven) geven, waardoor de hoge bodemvoorraad in stand gehouden blijft. In de MINAS-systematiek voor de akkerbouw daarentegen heeft de levering van N en P uit de bodemvoorraad geen effect op de toegediende gift, omdat daar een forfaitaire afvoer verondersteld wordt. Een gevolg hiervan is dat, naar verwachting, in de akkerbouw op termijn een vereffening in het werkelijk overschot zal optreden tussen bedrijven op bodems met lage resp. hoge stikstoflevering, terwijl in de melkveehouderij de verschillen juist in stand gehouden worden.

Rekenprocedure

In het voorgaande is uiteen gezet waarom verliesnormen niet rechtstreeks naar mestgiften vertaald kunnen worden, en waarom de vertaling vrij complex is. In de akkerbouw gaat het erom de verhouding tussen dierlijke mestgift en kunstmestgift vast te stellen, terwijl het bepalen van de totale gift (N resp. P) zelf eenvoudig is. In de graasveehouderij gaat het om beiden: zowel het vaststellen van de totale giften op de resp. gewassen als van de verdeling tussen dierlijke mest en kunstmest. Dit vraagt bij de veehouderij om een integrale beschouwing van de mineralenstromen in het bedrijfssysteem. Voor beide sectoren geldt dat de noodzaak om giften per mestsoort te onderscheiden, gelegen is in het feit dat kunstmest-N, ammonium-N uit dierlijke mest, en organisch gebonden N in dierlijke mest zich verschillend gedragen met betrekking tot zowel gewasopname als milieubelasting. Hieronder worden de gevolgde rekenstappen verder toegelicht.

Figuur 3.3.1 geeft een overzicht van de rekengang in de bemestingsrekenprocedure. Doel van deze procedure is het gereedmaken van de invoer voor STONE. Die invoer bestaat uiteindelijk uit mestgiften: gekwantificeerde doses N en P in dierlijke mest en kunstmest voor elke STONE plot.

De rekenprocedure is opgebouwd uit een aantal stappen die afzonderlijk worden uitgevoerd. Elke stap resulteert in een outputfile die, na inspectie en eventuele correcties, gebruikt wordt als invoer voor de volgende stap. In grote lijn worden de volgende stappen doorlopen:

- 1) Vaststellen van excreties, bemesting, ruwvoerproductie en eventueel mestafvoer in de graasveehouderij (gras- en maïsland); dit gebeurt via het vaststellen van aan- en afvoerposten op de bedrijfsbalans in afhankelijkheid van MINAS normen;
- 2) Vaststellen van de plaatsingsruimte voor dierlijke mest op bouwland; hierbij wordt een maximale dierlijke mestgift door middel van een 'acceptatiegraad' gereduceerd tot de werkelijke dierlijke mestgift (de 'plaatsingsruimte');
- 3) Bepaling van de omvang van varkens- en pluimvee-aantallen die nog 'past' bij voornoemde plaatsingsruimte; enige ruimte voor plaatsing van 'bedrijfsvreemde mest' in de graasveehouderij wordt hierbij ook benut;
- 4) Vaststellen van kunstmestgiften ter (gedeeltelijke) opvulling van de ruimte die de MINAS overschotnormen toelaten.

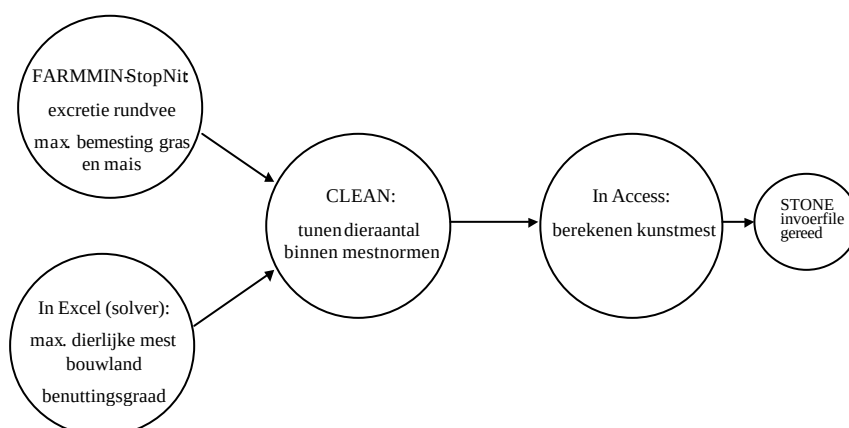


Fig. 3.3.1 Schematische weergave van rekenprocedure FARMMIN/Stopnit – CLEAN

1) Berekeningen voor graasveehouderij met het model FARMMIN-StopNit

Doel van de hier beschreven procedure is het uitvoeren van Stap 1: het vaststellen van excreties, bemesting, ruwvoerproductie en eventueel mestafvoer in de graasveehouderij. Hiertoe wordt het model FARMMIN-StopNit gebruikt; de toevoeging 'StopNit' in de naam refereert aan het feit dat het model aanvankelijk in het kader van het project 'Sturen op Nitraat' werd ontwikkeld. De door het model uitgevoerde procedure is schematisch weergegeven in figuur 3.3.2, voor zover relevant in de context van deze studie.

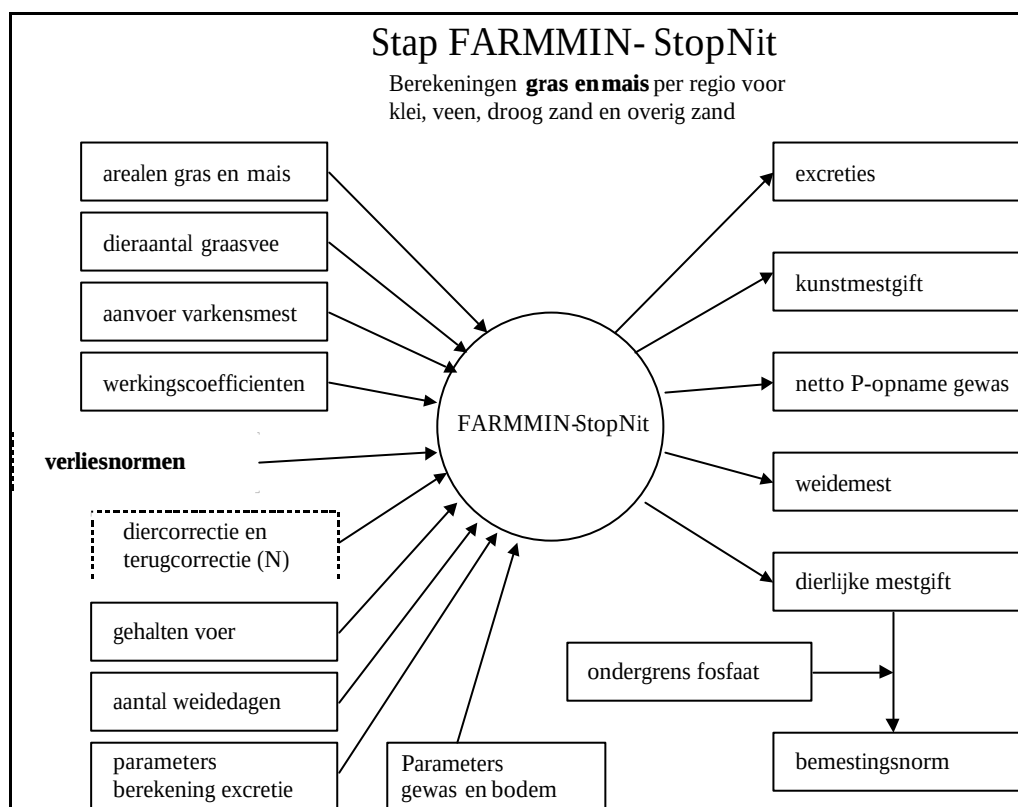


Fig. 3.3.2 Schematische weergave van de data-invoer (linker blokken) en de data-uitvoer (rechter blokken) van de procedure FARMMIN-Stopnit voor de berekening van excreties, bemesting, ruwvoerproductie en evt. mestafvoer in de graasveehouderij.

FARMMIN-StopNit berekent de gevolgen van voorgestelde verliesnormen voor de bemesting van gras- en maïsland. Het model beschrijft de mineralenstromen in een graasveehouderijsysteem, en optimaliseert deze zodanig – inclusief de diverse aan- en verkopen – dat de variabele kosten bij gegeven veebezetting geminimaliseerd worden terwijl voldoende voeder van goede kwaliteit wordt aangeboden. In grote lijnen gaat het om de afweging tussen kunstmest of voeder-aankopen. Om met een bedrijfsmodel grote delen van Nederland te kunnen 'doorrekenen' zijn zgn. 'superbedrijven' geconstrueerd. Dit zijn virtuele bedrijven die steeds het areaal van één grondsoort (klei, veen, droog zand, overig zand) in één LEI-mestregio vertegenwoordigen. Met 31 LEI-regio's en vier grondsoorten zouden dan 124 superbedrijven gedefinieerd kunnen worden; een deel hiervan is echter niet relevant omdat sommige grondsoorten sporadisch voorkomen in bepaalde regio's. Wanneer

het areaal van een grondsoort minder dan 5% van het regio-areaal bedraagt, zijn voor betreffende grondsoort geen FARMMIN berekeningen uitgevoerd. Per variant werden meestal 75 à 80 superbedrijven 'doorgerekend'. Dit aantal varieert omdat de omvang en ligging van het aangewezen areaal 'droog zand' varieert.

Voor het samenstellen van een superbedrijven is de volgende methodiek gehanteerd. Allereerst wordt het totale gras- en maïsareaal in een LEI-district (CBS statistieken) op een gegeven bodemtype beschouwd als het bedrijfsareaal van het betreffende 'superbedrijf'. De verdeling van het bedrijfareaal over de beide gewassen werd dus als gegeven beschouwd, en niet als te optimaliseren grootte. Het graasvee (rundvee, schapen, geiten; excl. mestkalveren) in een LEI-regio werd aan de superbedrijven toegewezen naar rato van het areaal per superbedrijf, dus naar rato van het areaal van betreffende grondsoort in die regio. De gekozen aanpak is erop gericht te verzekeren dat in de berekeningen voor de graasveehouderij, zoals ook in de praktijk, bedrijven grotendeels zelfvoorzienend zijn met betrekking tot ruwvoerproductie en mestgebruik. Op nationaal niveau kan worden gecontroleerd of de nationale ruwvoerbalans sluitend is.

Per LEI district-gewas-bodemcombinatie worden op deze wijze bemestingen gegenereerd die consistent zijn met de gewasopbrengst en dierexcreties. Gewasopname (N en P) en gewasopbrengst worden binnen FARMMIN-StopNit berekend met behulp van de QUADMODO module, die eveneens in STONE wordt gebruikt. Als invoer worden arealen en dieraantallen gebruikt, maar ook de aanvoer van varkensmest, die vooraf moet worden vastgesteld. Als 'beleidsvariabelen' worden verliesnormen en de normen voor diergebonden gasvormige verliezen 'ingesteld'. Verder is als randvoorwaarde gehanteerd dat de nutriëntenbodemoverschotten op gras- resp. maïsland in dezelfde verhouding moeten staan (met een zekere marge, namelijk tussen 0.9/1.1 en 1.1/0.9) als de voor de betreffende variant geldende verliesnormen op die twee gewassen. Het achterwege laten van genoemde voorwaarde zou in veel gevallen leiden tot 'overheveling' van mest van maïsland naar grasland, omdat de marginale productie daar hoger is. Het is echter onzeker in welke mate deze overheveling nu reeds in de praktijk plaatsvindt, in response op MINAS. De genoemde restrictie is opgelegd om te verzekeren dat de voorgestelde verliesnormen voor gras- resp. bouwland daadwerkelijk op gewasniveau geëvalueerd worden.

De belangrijkste uitvoervariabelen van FARMMIN-StopNit zijn de gerealiseerde excreties, en de giften van dierlijke mest en kunstmest op grasland en maïsland. De dierlijke mestgift wordt in CLEAN ingevoerd als 'bemestingsnorm' (een getal voor het maximale gebruik van dierlijke mest, dat CLEAN nodig heeft als input). Daarbij wordt voor fosfaat een ondergrens ingesteld, om te voorkomen dat deze in CLEAN onterecht als beperkend wordt beschouwd.

2) Berekening mest-plaatsingsruimte met behulp van Excel-Solver

Doel van de hier beschreven procedure is het uitvoeren van Stap 2: het vaststellen van de plaatsingsruimte voor dierlijke mest op bouwland. De procedure is schematisch weergegeven in figuur 3.3.3.

Voor bouwland worden in Microsoft™ Excel bemestingsnormen afgeleid. Dit gebeurt door de maximale dierlijke mestgift af te leiden die mogelijk is binnen gegeven verliesnormen. Voor fosfaat is dit eenvoudig. De forfaitaire afvoer is 65 kg fosfaat per ha, de verliesnorm wordt hierbij opgeteld en daaruit volgt de maximale dierlijke mestgift. Voor stikstof is de procedure wat complexer. De maximale dierlijke mestgift voor stikstof op bouwland wordt berekend met de volgende vergelijkingen, waarbij aan alle voorwaarden moet worden voldaan:

- a) $\text{max.dierlijke mestgift} = \text{verliesnorm} + \text{gewasafvoer} - \text{aanvoer kunstmest}$;
- b) $\text{werkingscoëfficiënt N} * \text{max. dierlijke mestgift} + \text{aanvoer kunstmest} \geq \text{adviesgift}$;
- c) $\text{max. dierlijke mestgift} \leq \text{verliesnorm} / (1 - \text{werkingscoëfficiënt N})$;
- d) $\text{aanvoer kunstmest} \geq \text{minimale kunstmestgift}$;

De vergelijkingen worden opgelost met behulp van de Solver-functie in Microsoft™ Excel. Er worden maximale dierlijke mestgift berekend voor bouwland per LEI district-bodemcombinatie, en het resultaat wordt niet gedifferentieerd naar gewassen. Uiteraard wordt bij de invoer wel rekening met de verschillende adviesgift en minimale kunstmestgift voor de diverse gewassen.

Nadat de maximale dierlijke mestgift berekend worden deze vermenigvuldigd met benuttingsgraden. De benuttingsgraad is een maat voor het aandeel van de maximale dierlijke mestgift dat akkerbouwers daadwerkelijk zullen opvullen met dierlijke mest. Deze worden gebaseerd op historische gegevens, waarbij tevens een bovengrens aan de benuttingsgraad wordt gesteld (veiligheidsmarges die akkerbouwers zullen hanteren).

Als invoer worden gebruikt arealen bouwland en (voor stikstof) bemestingsadviezen, minimale kunstmestgift en werkingscoëfficiënten. Als beleidsvariabelen worden de verliesnormen en de forfaitaire afvoeren ingesteld. Het resultaat van de berekening is bemestingsnormen voor dierlijke mest op bouwland.

3) Berekenen van omvang veestapel en excreties met behulp van het model CLEAN

Doel van de hier beschreven procedure is het uitvoeren van Stap 3: bepaling van de omvang van varkens- en pluimvee-aantallen die nog 'past' bij voornoemde plaatsingsruimte. De procedure is schematisch weergegeven in figuur 3.3.4.

In een eerste run met CLEAN worden de bemestingsnormen geconfronteerd met de veestapel. Als er een landelijk mestoverschot is (wat blijkt uit overschrijding van de bemestingsnormen) wordt het aantal varkens en kippen in stapjes verlaagd, totdat er geen/nauwelijks mestoverschot meer overblijft. De rundveestapel staat vast, hetgeen noodzakelijk is om de consistentie met de FARMMIN-StopNit berekening te waarborgen.

De invoer voor de eerste run met CLEAN bestaat uit dieraantallen, excreties (waarvan de overige gasvormige verliezen eraf getrokken) en vervluchtigingspercentages ammoniak bij mestaanwending. Qua afzet zijn uiteraard

arealen en bemestingsnormen van belang, maar ook mestverwerkingscapaciteit. Voor niet-getelde landbouwgrond wordt de helft van de bemestingsnormen van grasland genomen.

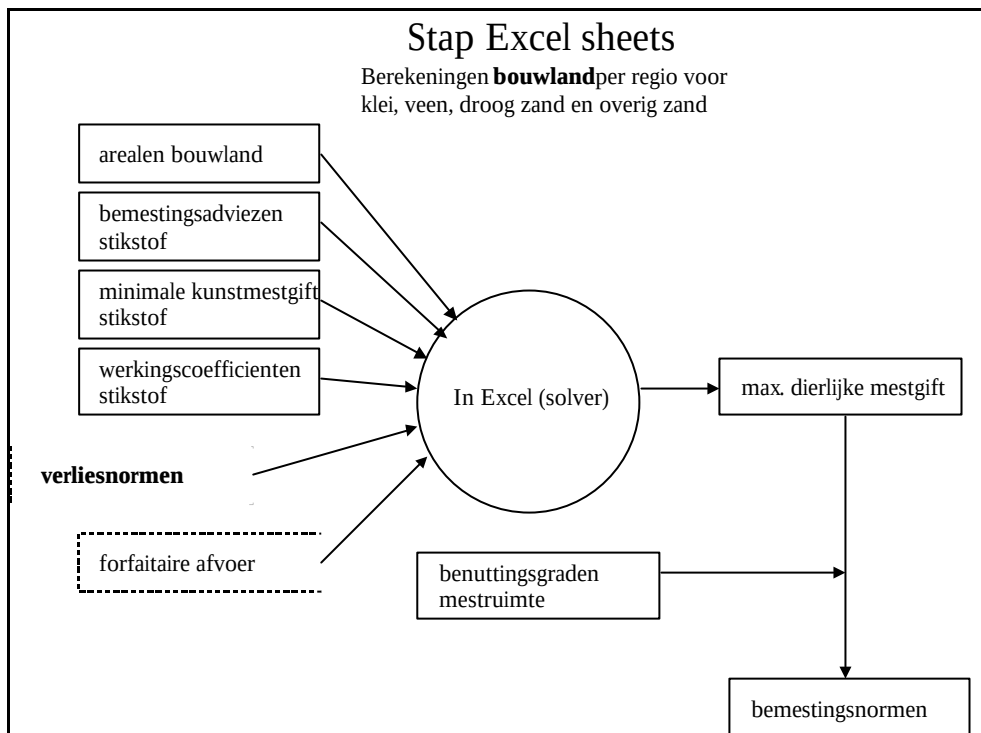


Fig. 3.3.3 Schematische weergave van de data-invoer (linker blokken) voor de berekening van de dierlijke mestgiften voor bouwland met behulp van een excel procedure

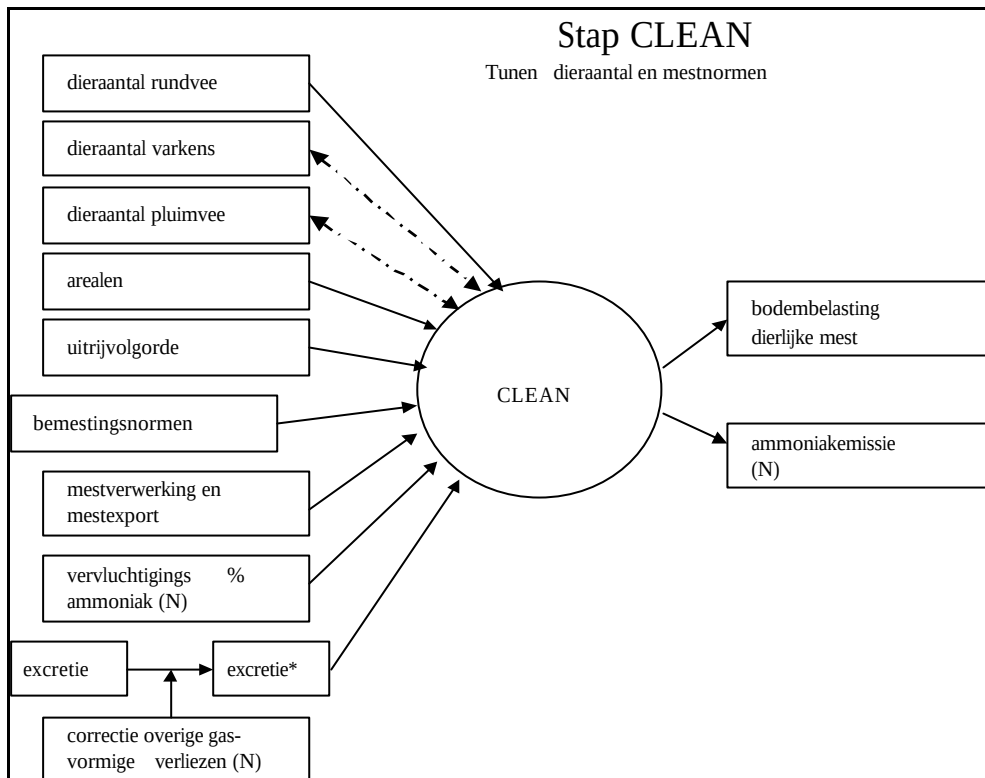


Fig. 3.3.4 Schematische weergave van de data-invoer (linker blokken) om met behulp van de procedure *CLEAN* de omvang van de veestapel (excl. rundvee) zodanig te verlagen dat deze past binnen de bemestingsnormen en er landelijk geen mestoverschot meer overblijft.

De uitrijvolgorde is van belang in verband met een zo groot mogelijke consistentie met de FARMMIN-StopNit berekeningen. In FARMMIN wordt verondersteld dat rundveemest en een beetje varkensmest evenredig worden aangewend op gras en maïs. De gemiddelde N:P-verhouding van de mest die op een bepaald superbedrijf wordt aangewend is daardoor gelijk voor gras en maïs. Als standaard uitrijvolgorde in CLEAN wordt echter gehanteerd dat rundveemest eerst op gras en daarna op maïs wordt uitgereden. Als er geen rundveemest meer over is (voor de maïs) wendt CLEAN varkensmest aan. Doordat varkensmest een andere N-P-verhouding heeft dan rundveemest kan het dus gebeuren dat de mest op maïs een andere mineralenverhouding kent dan op gras. Hierdoor ontstaat inconsistentie met FARMMIN-StopNit. De uitrijvolgorde in CLEAN is voor deze berekening daarom zo aangepast dat rundveemest en varkensmest evenrediger wordt verdeeld. Dit is gedaan door melkveemest eerst op gras aan te wenden en mest van overige runderen eerst op maïs. Pas daarna wordt varkensmest aangewend op de resterende ruimte.

De uitvoer van de eerste run bestaat uit bodembelasting uit dierlijke mest en ammoniakemissie door aanwending.

4) Berekening van kunstmestdoses met behulp van modules in ACCESS

Doel van de hier beschreven procedure is het uitvoeren van Stap 4: het vaststellen van kunstmestgiften ter (partiële) opvulling van de ruimte die de MINAS overschotnormen toelaten. De procedure is schematisch weergegeven in onderstaande twee figuren 3.3.5 en 3.3.6 voor resp. stikstof en fosfaat.

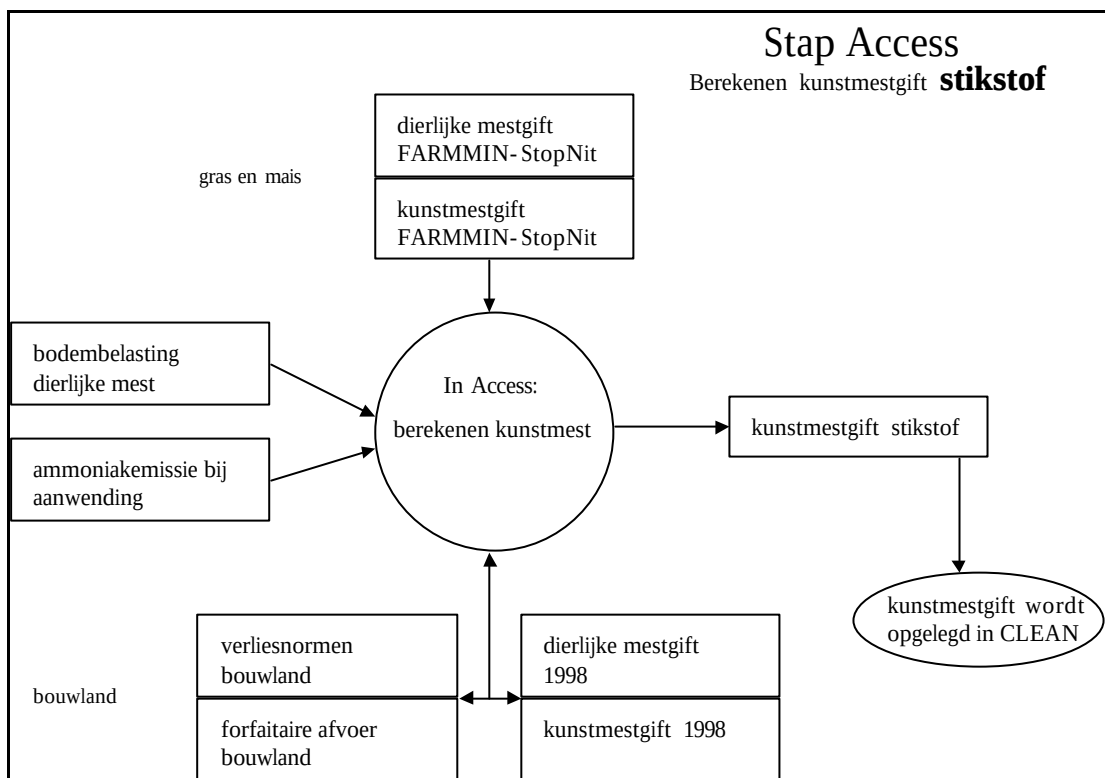


Fig. 3.3.5. Schematische weergave van de data-invoer (linker blokken) om met behulp van een ACCESS-procedure de stikstofkunstmestgiften te berekenen ter opvulling van de ruimte die de MINAS-overschotten toelaten.

Globaal werkt deze stap als volgt. De feitelijke aanvoer van dierlijke mest uit de eerste run met CLEAN wordt in deze stap vergeleken met de som van verliesnormen en afvoer. Het verschil wordt aangevuld met kunstmest.

Voor stikstof wordt de aanvoer van dierlijke mest per LEI district-gewas-bodem berekend uit de bodembelasting met dierlijke mest en ammoniakemissie bij aanwending. Voor gras en maïs worden de feitelijke emissie gebruikt en voor bouwland een gemiddelde emissie van 13,5% van de aangewende stikstof aangehouden. De aanvoer van dierlijke mest wordt vergeleken met de som van verliesnorm en forfaitaire afvoer (165 kg N per ha), tenzij de historische stikstofgift (jaar 1998) kleiner is dan deze som. Het verschil tussen de stikstof uit dierlijke mest en het minimum van [verliesnorm + forfaitaire afvoer] of [dierlijke mest 1998 + kunstmest 1998] wordt aangevuld met kunstmest. Achterliggende aanname is dat een akkerbouwer onder invloed van het mestbeleid niet meer stikstof gaat toedienen dan hij momenteel doet.

Voor fosfaat wordt de historische kunstmestgift gehanteerd voor de varianten van verliesnormen waarbij fosfaatkunstmest niet onder Minas valt. De kunstmestgift is gebaseerd op het gemiddelde van de jaren 1998 tot en met 2000.

Voor de varianten waarbij fosfaatkunstmest wel onder Minas valt, geldt voor bouwland de procedure die ook voor stikstof is gevolgd: het verschil tussen de stikstof uit dierlijke mest en het minimum van [verliesnorm + forfaitaire afvoer (65 kg P_2O_5 /ha)] of [dierlijke mest 1998 + kunstmest 1998] wordt aangevuld met kunstmest. Voor gras en maïs wordt het verschil tussen de [verliesnorm + gerealiseerde netto-opname] en de dierlijke mestgift aangevuld met kunstmest.

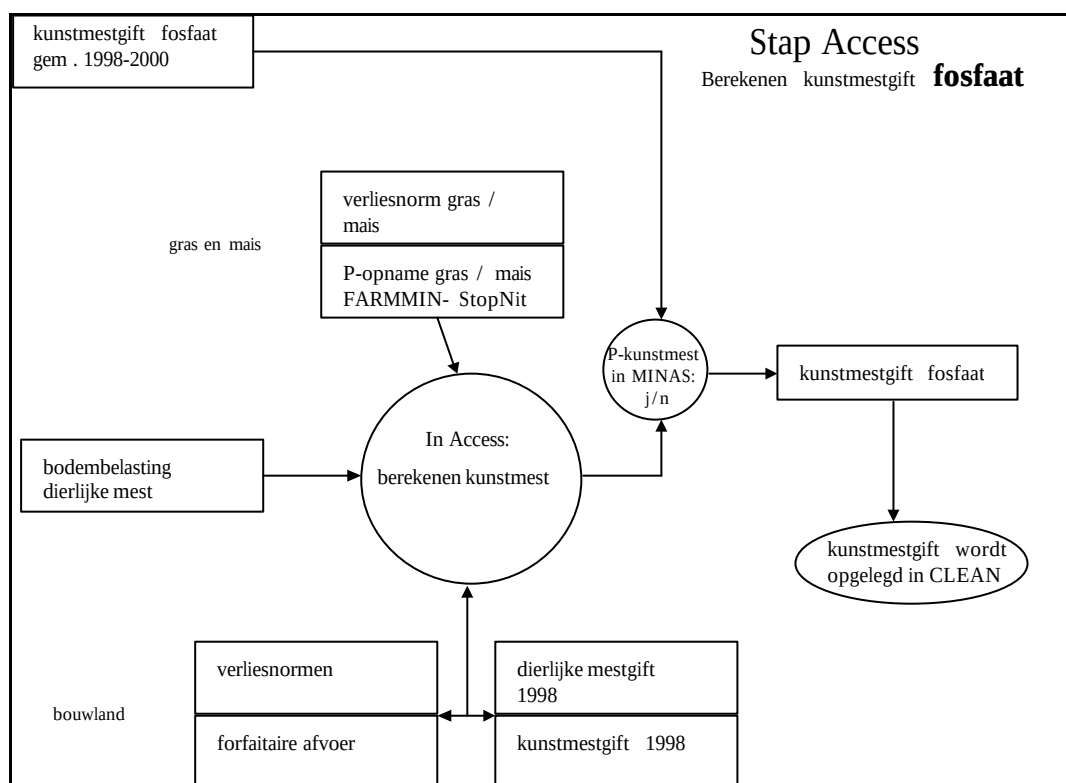


Fig. 3.3.6 Schematische weergave van de data-invoer (linker blokken) om met behulp van een ACCESS-procedure de fosfaatkunstmestgift te berekenen ter opvulling van de ruimte die de MINAS-overschotten toelaten.

3.4 Methodiek voor de berekening van de nutriëntenuitspoeling

Het ANIMO-model (Groenendijk en Kroes, 1999) berekent de uitspoeling van stikstof en fosfor naar grond- en oppervlaktewater onder verschillende verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige omstandigheden. In ANIMO zijn de belangrijkste processen ten aanzien van nutriëntenuitspoeling en de stikstof-, de fosfor- en de organische stofkringloop kwantitatief beschreven. Voor het toepassen van ANIMO binnen het modelinstrumentarium STONE (paragraaf 3.1) zijn gegevens van andere modellen nodig:

Invoergegevens	Model	Referentie
Hydrologische gegevens (waterbalansen)	SWAP	Dam et al., 1997
Bemestingsgegevens	CLEAN	Tol et al., 2001
Gewasopname en gewas- en wortelverliezen	QUADMOD	Berge et al, 2000

Voor de hydrologische gegevens wordt verwezen naar paragraaf 3.2 en voor de bemestingsgegevens naar paragraaf 3.3. Hierna wordt een nadere toelichting gegeven van de implementatie van de gewasopname (QUADMOD) en de bodemprocessen die de uitspoeling beïnvloeden.

Gewasopname

De QUADMOD-module (Berge et al., 2000) is binnen STONE geïmplementeerd om de N-opname, de P-opname en de drogestofproductie van grasland en maïsland te berekenen. Tevens wordt door QUADMOD een schatting gegeven van de productie van de gewasresten die gedurende het groeiseizoen en aan het einde van een groeiseizoen aan de bodem worden toegevoegd. Als invoer vraagt QUADMOD om twee kenmerken:

1. NetNsoil Depositie plus netto stikstof mineralisatie uit bodem N-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.
2. Nwdose Effectieve stikstofgift door bemesting .

De plaats die deze twee parameters, NetNsoil en Nwdose, innemen in de informatiestromen ten aanzien van stikstofbemesting en N-opname in STONE zijn schematisch weergegeven in fig 3.4.1.

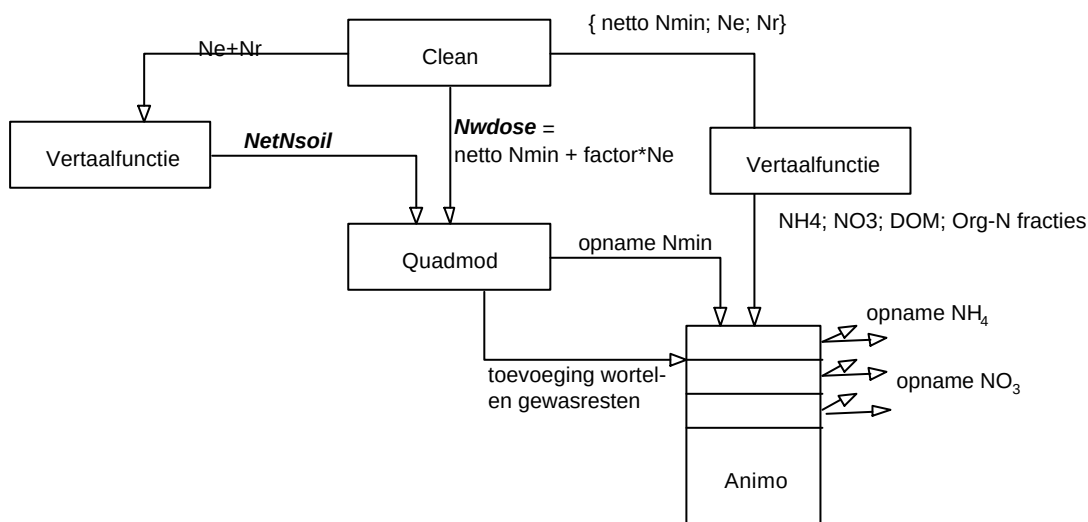


Fig. 3.4.1 Schema van de informatiestromen ten aanzien van stikstofbemesting en gewasopname voor grasland en maïsland in STONE

De door CLEAN berekende N_e (effectieve stikstof) en N_r (rest stikstof of residuaire stikstof) zijn van belang voor het berekenen van $NetN_{soil}$ en N_{wdose} . Opgemerkt wordt dat in FARMMIN enkel de opname van grasland en maïsland wordt berekend. Omwille van de consistentie met FARMMIN is voor grasland en maïsland afgeweken van de 'vertaalfunctie' tussen CLEAN en QUADMODO zoals die in STONE is geïmplementeerd en is in de plaats daarvan de invoer van FARMMIN (namelijk, N-leverend vermogen van bodem en effectieve N-gift door bemesting) gebruikt. Voor bouwland is wel volgens het stramien van STONE 2.0 gewerkt.

QUADMODO vraagt om de termen $NetN_{soil}$ en N_{wdose} . Deze begrippen komen in ANIMO niet voor. Alle stikstoftoevoegingen in ANIMO worden toegevoegd aan de ammonium-pool, nitraat-pool (bij kunstmest, afhankelijk van de samenstelling), opgelost organisch N-pool, of een van de vaste organische N-pools. QUADMODO berekent per decade een normatieve opname van N_{min} voor een plot, geeft deze opname aan ANIMO door en ANIMO berekent aan de hand van deze norm-opname de actuele opname van nitraat en ammonium per bodemlaag (5 - 10 cm). De normatieve opname kan eventueel gereduceerd worden in het geval het N-leverend vermogen van de bodem tekortschiet. Een dergelijk N-tekort in een bepaalde tijdstap kan gecompenseerd worden in latere tijdstappen.

Het $NetN_{soil}$ is voor het ANIMO-model binnen STONE een afgeleide variabele die niet direct wordt berekend. In ANIMO wordt de toegediende bemesting en de geproduceerde hoeveelheid gewasresten op het opgegeven tijdstip aan de organische stofpools toegevoegd en gaan vanaf dat moment deelnemen aan de omzettingsprocessen. Bij deze omzettingen komt stikstof vrij en deze stikstof is niet te onderscheiden van de stikstof die vrijkomt uit de mineralisatie van de organische stof die voor het begin van het jaar al aanwezig was. Aangezien $NetN_{soil}$ niet direct wordt berekend en deze variabele toch wordt gevraagd door QUADMODO is een benadering gewenst die aansluit bij de rekenmethodiek binnen STONE.

Het $NetN_{soil}$ is te interpreteren als het N-leverendvermogen van de bodem. Het N-leverendvermogen van de bodem is gedefinieerd als de hoeveelheid N die per jaar in de bovengrondse droge stof van het controle-object (=niet met stikstof bewerkt veldje) wordt geoogst (Ruitenberget al., 1991). In deze definitie is impliciet de efficiëntie van de N-opname door het gewas verdisconteerd en de praktijk van het landbouwkundig handelen in de periode voorafgaand aan de proefneming. De werking van rest stikstof kan nog een aantal jaren najlen. In STONE is het N-leverendvermogen van een bodem een functie van bemestingsvoorgeschiedenis, bodem en gewas.

Het rekenproces van fosfaatopname verloopt grotendeels analoog aan de stikstofopname. In Quadmod wordt behalve de N-opname en het N-verlies ook een droge stofproductie en een verlies van droge stof berekend. Voor de berekening van de P-opname en het P-verlies wordt aangenomen dat het P-gehalte in het gewas een constante waarde heeft. Het N-gehalte in het gewas kan wel enigszins variëren. De P/N-ratio in de opname en de verliezen kan daarom ook enigszins variëren.

Organische stofkringloop

In de organische stofkringloop in ANIMO zijn de volgende processen beschreven (fig. 3.4.2):

- Toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch materiaal (Dissolved Organic Matter; DOM);
- De afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOM met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- De omzetting naar humus/biomassa van afgestorven gewasresten en wortelmateriaal, het toegediende verse materiaal en de opgeloste organische stof;
- De omzetting van humus/biomassa.

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen worden beschreven. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOM dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces.

De parametrisatie van de afbraakarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

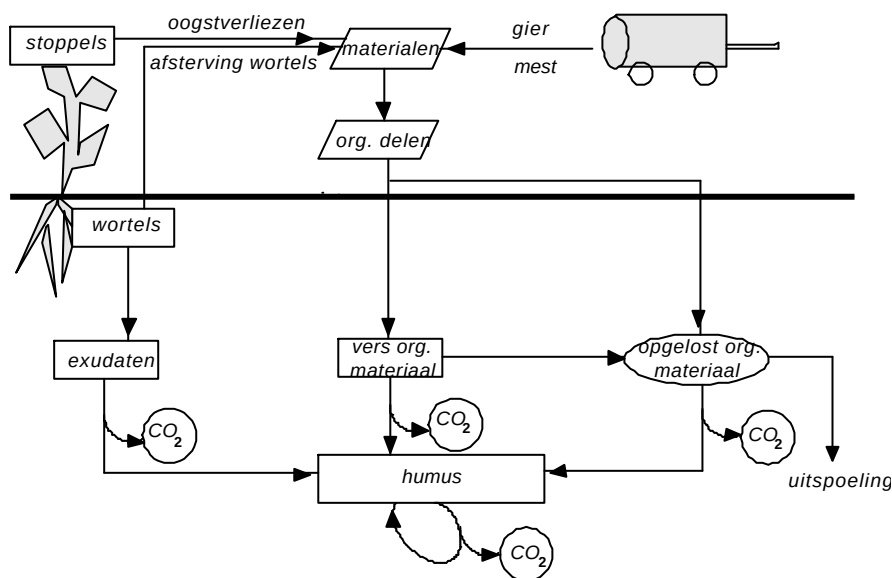


Fig. 3.4.2 Organische stofkringloop in ANIMO

In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa "pool". Deze "pool" is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof wordt afgebroken en deels weer wordt opgebouwd.

Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van DOM met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het grondwater en oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (fig. 3.4.3) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van stikstof via verschillende soorten organisch materiaal zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de dierlijke mest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- Afsterving van wortelmateriaal;
- Mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortelmateriaal en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- Mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van humus/biomassa;
- Aanvoer van mineraal stikstof bij toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door atmosferische depositie;
- Vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium;
- Adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase;
- Nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof;
- Denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand;
- Opname van minerale stikstof door het gewas;
- Uitspoeling van mineraal en organisch stikstof.

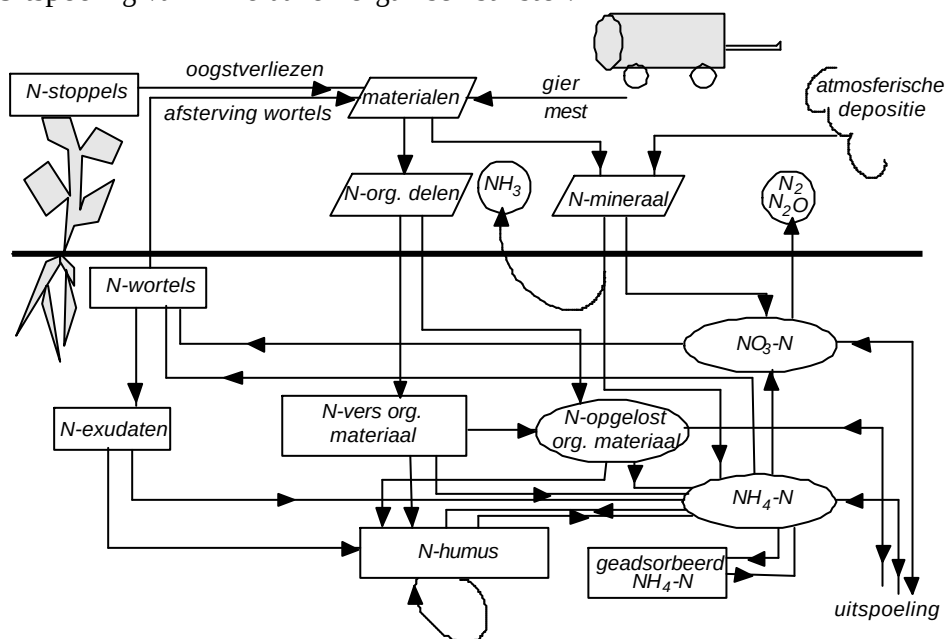


Fig.3.4.3 Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de meststoffen en gewasresten die worden toegediend, wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. In het STONE-verband wordt deze fractie op nul gezet, omdat de vervluchtiging in het mesttoedelingsmodel CLEAN is berekend (paragraaf 3.3), zodat feitelijk netto ammoniumgiften worden doorgegeven. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraalstikstof die jaarlijks in omloop is.

De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO-model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994). De relatieve nitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van het 'Water Filled Pore Space' en de relatieve denitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van zowel van het 'Water Filled Pore Space', de aanwezige nitraatconcentratie en de zuurstofvraag van organische omzettingsprocessen.

Fosforkringloop

In de fosforkringloop (fig. 3.4.4) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van fosfor via verschillende soorten organisch materiaal zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de dierlijke mest bestaat uit opgelost organisch fosfor;
- Afsterving van wortelmateriaal;
- Mineralisatie en immobilisatie van fosfor als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortelmateriaal en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- Mineralisatie van fosfor als gevolg van de dissimilatie van humus/biomassa;
- Aanvoer van mineraal fosfor bij toediening van meststoffen en andere materialen;
- Opname van fosfaat door het gewas;
- Vastlegging van fosfaat aan de vaste bodemfase (fosfaatsorptie). Het belangrijkste proces in de bodem is de vastlegging van fosfaat aan Al- en Fe-oxiden (Schoumans et al., 1986). Voor de berekening van de fosfaatbinding aan de bodem wordt gebruik gemaakt van modelformuleringen zoals beschreven in Rijtema et al., (1999) en zoals deze voor zandgronden is geparametriseerd door Schoumans (1995). Onderscheid wordt gemaakt tussen drie pools: Een pool met reversibel gebonden fosfaat, een pool waarin fosfaat zodanig aan de bodem wordt gebonden dat het moeilijk weer vrijkomt en een pool fosfaatprecipitaat als de fosfaatconcentratie te hoog wordt. Als de concentratie in de bodem weer

daalt, wordt het fosfaat uit deze pool direct weer aan de bodemvochtfase teruggeleverd (Schoumans en Groenendijk, 2000);

- Uitspoeling van mineraal en organisch fosfor.

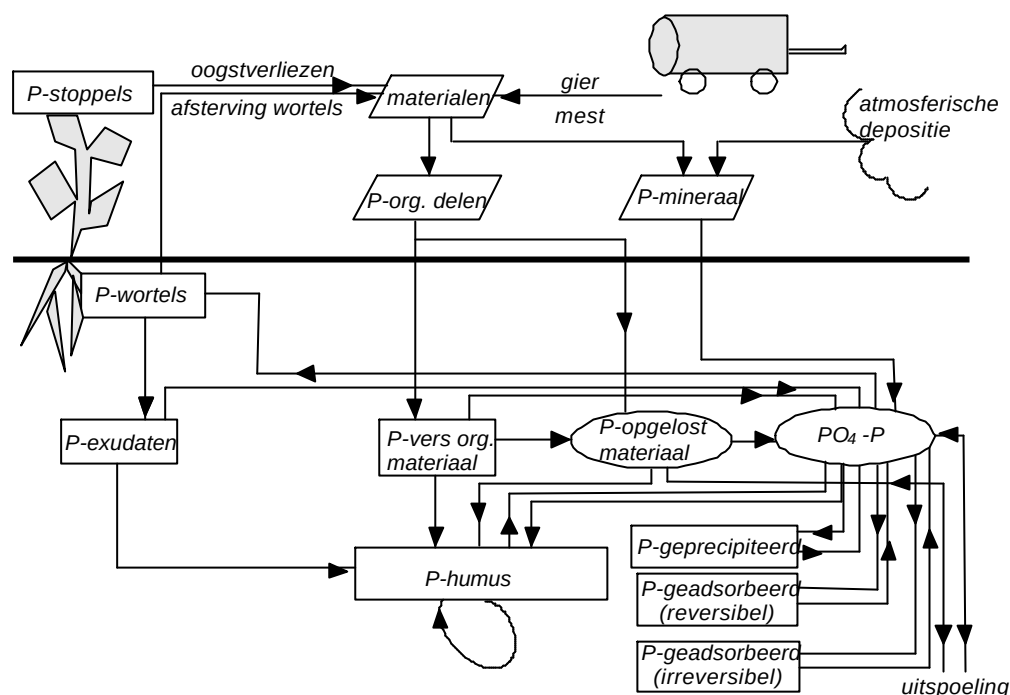


Fig.3.4.4 Fosforkringloop in ANIMO

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen (C, N en P) zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en zuurstof. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor zuurstof hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organische stofomzettingen.

- De invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een 'Arrhenius vergelijking'. Met deze vergelijking wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend ten opzichte van de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur;
- De invloed van het vochtgehalte op de omzetting van organische verbindingen is ontleend aan de beschrijving van SONICG (Bril et al., 1994). Bij een 'Water Filled Pore Space' van 60-70% heerst een optimale situatie voor organische omzetting. Onder drogere omstandigheden wordt de processnelheid gereduceerd vanwege droogtestress. Onder natte omstandigheden wordt de processnelheid eveneens gereduceerd vanwege zuurstofgebrek. In de aanvankelijke formulering zou volgens het SONICG-concept de relatieve processnelheid onder verzadigde omstandigheden nog 65% bedragen van de snelheid onder optimale omstandigheden. In de opleveringsactiviteiten van STONE 1.3 is de responsfunctie zodanig bijgesteld dat de relatieve processnelheid dan slechts 1% bedraagt van de waarde onder optimale omstandigheden;

- De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een halfwaarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de correctiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.

De correctiefactoren voor de omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheden. De vochtreductie en de reductie voor zuurstof hebben doorgaans een tegengestelde richting: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en gebrek aan zuurstof alleen onder natte omstandigheden.

Transportprocessen

Waterstroming in het bodemprofiel resulteert in transport van de verschillende opgeloste stoffen. Dit betreft met name organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat). Deze transportprocessen worden gesimuleerd voor een 1-dimensionaal systeem. Het bodemprofiel is opgedeeld in horizontale compartimenten, waartussen verticaal transport plaats vindt. Voor ieder compartiment wordt de horizontale afstroming en het transport naar de drainagemiddelen berekend (fig. 3.4.5). De bovenste compartimenten voeren overtollig water af naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) en lager gelegen compartimenten naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit het onderste compartiment kan verticaal transport plaats vinden op basis van kwel of wegzijging naar de diepere aquifer.

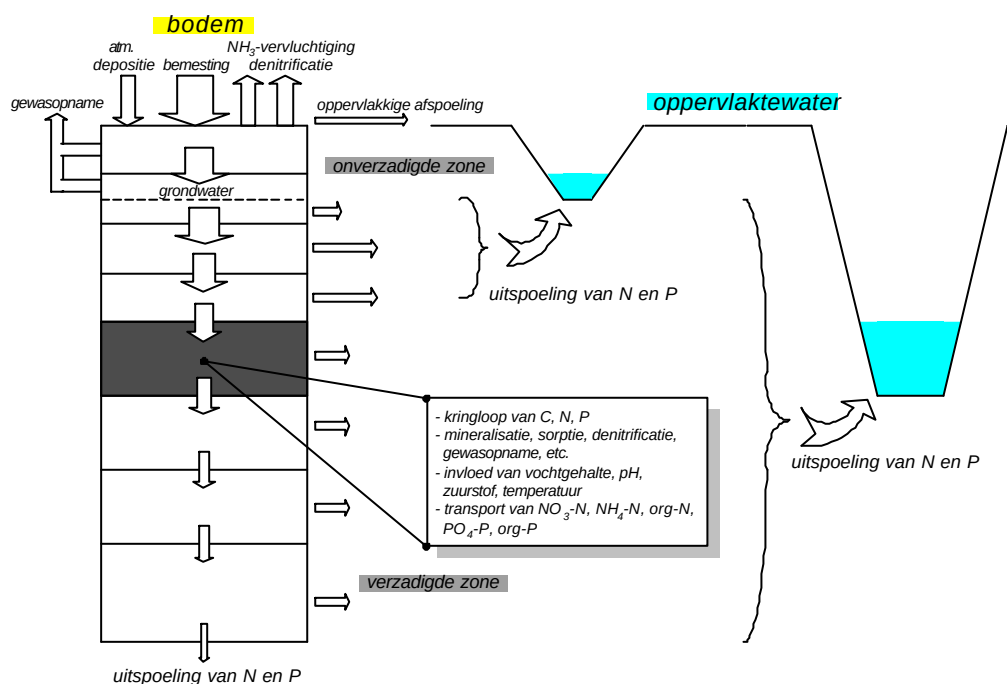


Fig. 3.4.5 Stoffentransport en waterafvoer naar verschillende ontwateringsmiddelen

De indeling in compartimenten geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten), worden in relatief dunnere compartimenten onderverdeeld. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model ANIMO ook oppervlakkige afspoeling van bijvoorbeeld toegediende meststoffen simuleren. Per compartiment worden per tijdstap volledige water- en stoffenbalansen en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend.

3.5 Weerjaren

De effecten van de verliesnormen op de stikstof- en fosfaatuitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater hangt sterk af van het neerslagpatroon. Voor het doorrekenen van effecten op de lange termijn zijn twee reeksen aan 15 weerjaren beschikbaar, te weten de periode 1971 tot en met 1985 en 1986 tot en met 2000. Deze reeksen zijn beiden gebruikt om de hydrologie van Nederland door te rekenen (Kroon et al., 2001) en dus beschikbaar als input voor de STONE-berekeningen. Met betrekking tot de weerjaren 1986 - 2000 wordt opgemerkt dat, bij de uitvoering van de hydrologische berekeningen, de meteogegevens voor 2000 nog niet beschikbaar waren. Om die reden zijn de meteogegevens in de studie van Kroon et al. (2001) van het jaar 1996 gekopieerd naar 2000, omdat ook 1996 een schrikkeljaar was. Verder blijkt dat de weerjaren 1986 - 2000 qua neerslagoverschot relatief natter waren dan de weerjaren in de periode 1971 - 1985.

Voor de historische runs met het STONE-instrumentarium over de periode 1941 tot en met 1985 (initialisatieperiode) is gebruik gemaakt van de hydrologische berekeningen op basis van de meteoreeks 1971 – 1985, welke hiervoor 3 maal zijn herhaald. De periode 1986 – 2000 is berekend met de hydrologie, zoals berekend voor de meteoreeks van die jaren zelf ('nattere jaren'). Deze hydrologie-gegevens zijn ook gebruikt om de lange termijneffecten van varianten van verliesnormen naar de toekomst toe aan te geven (3 maal herhaald; rekenruns tot 2045), omdat men verwacht dat het neerslagoverschot in de toekomst hoger zal zijn dan in het verleden het geval was als gevolg van de klimaatsveranderingen.

De N- en P- afspoeling vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater kan van jaar tot jaar sterk verschillen als gevolg van verschillen in neerslagpatroon, en dus in grondwaterstanden en waterafstroming vanuit landbouwgronden. Dit maakt het lastig om resultaten van verschillende jaren onderling te vergelijken wanneer de hydrologische omstandigheden niet exact gelijk zijn. De uitkomsten van onderhavige studie worden voor verschillende toepassingen en evaluaties verder gebruikt. Belangrijke jaren (referentiejaren (verleden) en zichtjaren (toekomst)) voor deze toepassingen en evaluaties zijn:

Referentiejaren:

1985 afspraken in het kader van het Rijn Actie Plan en het Noordzee Actie Plan

1998 i.v.m. start MINAS-systematiek en afspraken in het kader van het Mestbeleid

Zichtjaren:

2003	i.v.m. afspraken in het kader van het mestbeleid
2005	i.v.m. afspraken in het kader van het mestbeleid
2010	i.v.m. afspraken in het kader van het mestbeleid, OSlo PARIjs ministersconferentie en MV5
2015	i.v.m. Kaderrichtlijn Water
2020	i.v.m. Rijncommissie en MV5
2030	i.v.m. diverse beleidsnota's en MV5

Op grond van de meteoreeksen die in deze studie zijn gebruikt, zijn resultaten voor de jaren 2000, 2015 en 2030 onderling direct vergelijkbaar (meteoreeks 1986-2000 is naar de toekomst toe telkens herhaald). De overige jaren wijken af in hydrologisch opzicht. Dit geldt ook voor 1985, omdat dat jaar met de meteoreeks 1971-1985 is doorgerekend. Mede om deze reden zijn de afvoercijfers van stikstof en fosfaat naar het oppervlaktewater grotendeels jaarsonafhankelijk gemaakt door de resultaten als voortschrijdend gemiddelde weer te geven. Dit gemiddelde is voor een specifiek jaar berekend op grond van de gemiddelde vracht van 7 jaar daarvoor, 7 jaar daarna en de vracht van het jaar zelf, waardoor voor elk jaar afzonderlijk een gemiddelde vracht wordt bepaald op basis van de 15 meteorologische weerjaren.

4 Bodembelasting en ammoniakemissies

4.1 Berekende historische bemesting

Voor het uitvoeren van een milieuverkenning met STONE dient de voorraad en de verdeling van meststoffen in de bodem bekend te zijn. Om dit te berekenen wordt met STONE een initialisatie-run uitgevoerd voor de periode 1941-1985. De toestand op 1 januari 1986 wordt dan gezien als de start voor de run voor de milieuverkenning. Voor STONE zijn de historische mestgiften ontleend aan een eerdere landelijke studie (Boers et al., 1997). Fig. 4.1.1 en 4.1.2 geven het landelijk gemiddelde beeld van het verloop van de mestaanwending (dierlijke mest en kunstmest; dus excl. atmosferische depositie) op de 3 hoofdbodemgroepen klei, veen en zand.

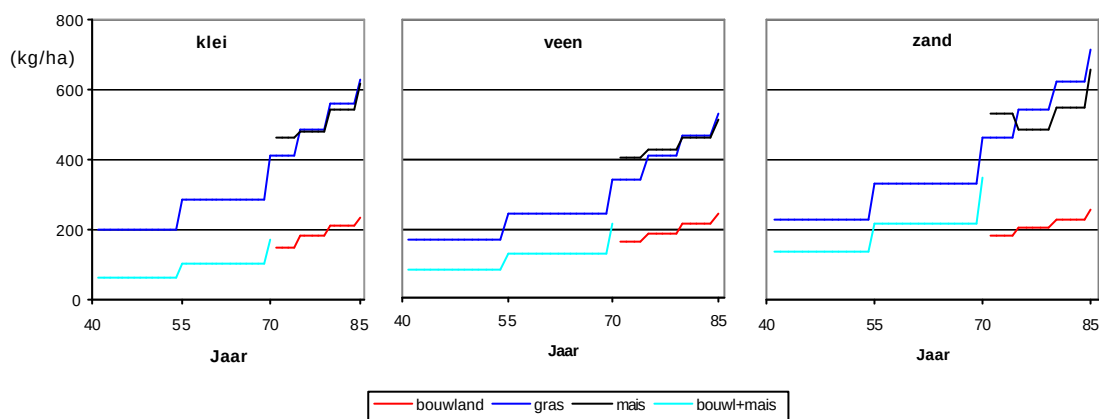


Fig. 4.1.1 Gemiddelde stikstofbemesting ($\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1} \text{N}$) op grasland, maïs en bouwland in de periode 1941-1985 op drie grondsoorten.

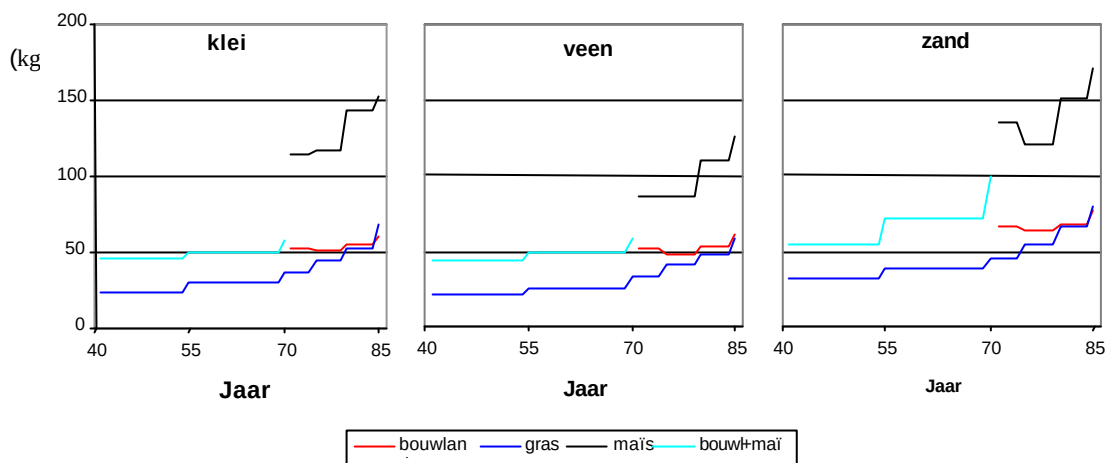


Fig. 4.1.2 Gemiddelde fosfaatbemesting ($\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1} \text{P}$) op grasland, maïs en bouwland in de periode 1941-1985 op drie grondsoorten.

Aan de schatting van het historisch verloop lagen een aantal veronderstellingen ten grondslag:

- Op grasland is hoofdzakelijk weidemest (of te wel, tijdens beweiding geproduceerde mest) en rundmest toegediend. Vanaf 1980 wordt ook in toenemende mate varkensdrijfmest op grasland uitgereden, vooral in de gebieden met intensieve veeteelt;
- De stikstofgiften op grasland bestaan voor bijna 50% uit kunstmest;
- In de meeste districten wordt fosfaat veelal in de vorm van dierlijke mest toegediend;
- De maïsteelt is in de jaren zestig en zeventig begonnen. In het model wordt daarom aangenomen dat op het maïsland voor 1970 akkerbouw werd bedreven. In de bovenstaande figuren is dit aangegeven met verschillende lijnen;
- In de gebieden met gemengde bedrijven en in de gebieden met beperkte intensieve veehouderij wordt op maïsland tijdens de periode 1971-1985 in toenemende mate rundveemest toegediend;
- In de veenweide- en de akkerbouwgebieden is het areaal maïsland relatief gering;
- De stikstofkunstmestgift op maïsland is vrijwel steeds minder dan 200 kg per ha, maar vormt steeds een substantieel deel van de totale stikstofgift;
- De giften dierlijke mest op bouwland zijn bijzonder laag ($<10 \text{ m}^3$ per ha). Het betreft uitsluitend pluimvee- en vaste mest. Op bouwland bestaat de fosfaatgift voor een belangrijk deel uit kunstmest.

In fig 4.1.3 en 4.1.4 is het berekende verloop van de gewasafvoer weergegeven om inzicht te krijgen in de netto stikstof- en fosfor-overschotten die in het verleden zijn gerealiseerd (fig 4.1.5 en 4.1.6).

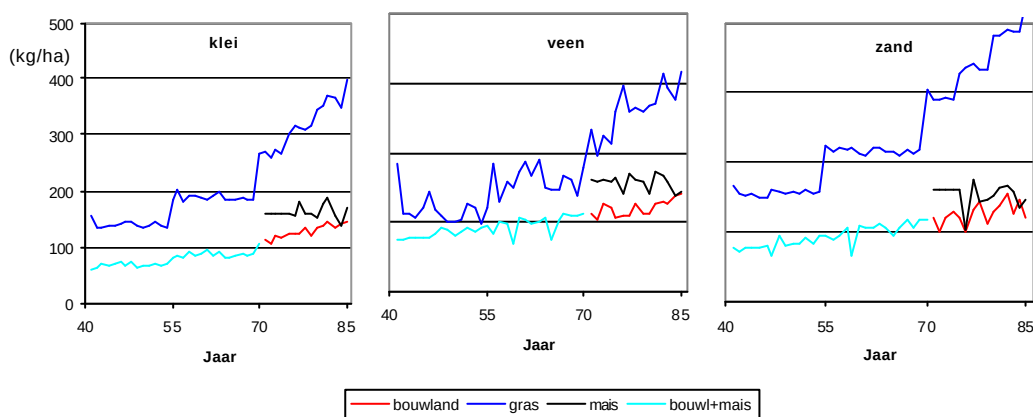


Fig. 4.1.3 Gemiddelde verloop van stikstofafvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$) via het gewas tijdens de periode 1941-1985 voor drie grondsoorten

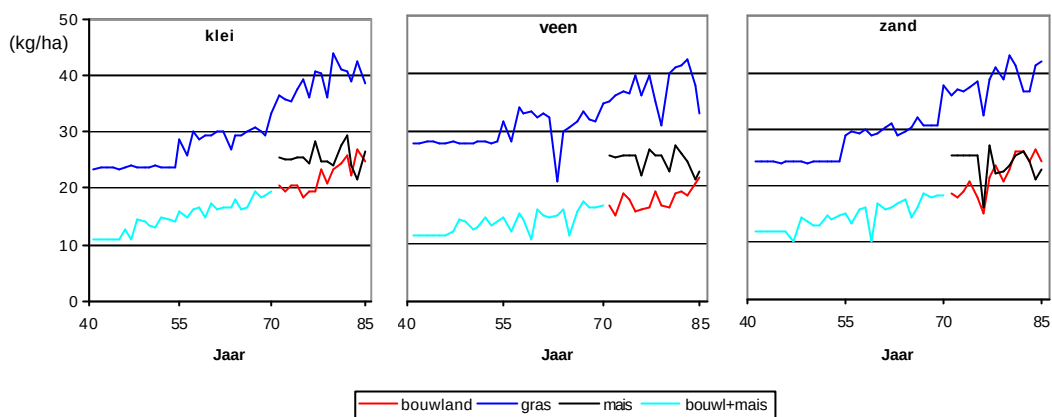


Fig. 4.1.4 Gemiddelde verloop van fosfaatafvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$) via het gewas tijdens de periode 1941-1985 voor drie grondsoorten

Als gevolg van de toename van de bemesting van de bodem (met name in de periode 1970-1985) zijn ook de nutriëntenopnamen door het gewas toegenomen en daarmee de nutriëntenafvoer via het gewas. Hierdoor zijn de netto-bodemoverschotten (nutriëntenaanvoer in bemesting minus nutriëntenafvoer via het gewas) op plotniveau minder sterk gestegen (fig 4.1.5 en 4.1.6) dan de mestgiften. Wel is het duidelijk dat de netto-bodemoverschotten in relatieve zin (t.o.v. 1945) sterk zijn toegenomen en dat daardoor in de meeste situaties een sterke ophoping van nutriënten in de bodem heeft plaatsgevonden.

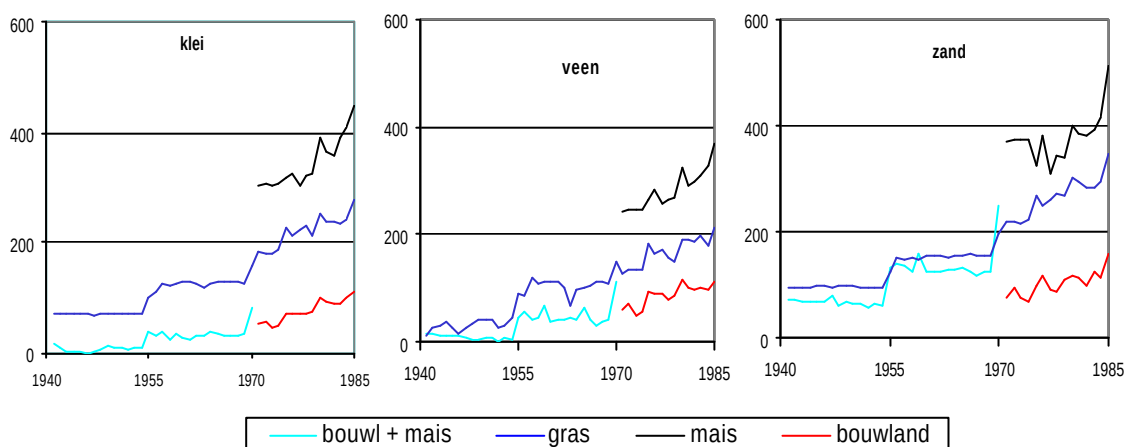


Fig. 4.1.5 Verloop van stikstof-aanvoer via bemesting minus -afvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$) via het gewas op drie grondsoorten.

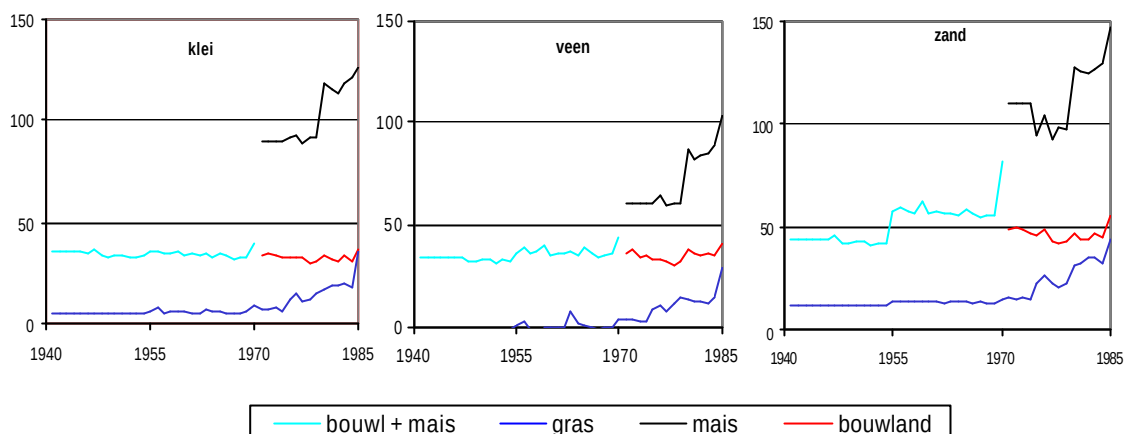


Fig. 4.1.6 Verloop van fosfor-aanvoer via bemesting minus -afvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1} \text{P}$) via het gewas op drie grondsoorten.

De historische bemesting van 1986 tot en met 2000 is voor alle verliesnorm-varianten identiek. Deze bemestingsreeks is bepaald op grond van de uitgangspunten voor berekeningen t.b.v. de jaarlijkse Milieubalans, zoals uitgegeven door het RIVM. Deze berekeningen zijn gedaan met het Mest- en Ammoniak Model (MAM) van het LEI. De uitgangspunten qua dieren aantallen, excreties, gewasarealen, bemestingsnormen, acceptatiegraden van mest, mestaanwendingstechnieken en staltypen, zijn overgenomen voor de historische reeks in CLEAN. De met CLEAN berekende dierlijke mestgiftten komen op landelijk niveau overeen met de MAM-uitkomsten, maar er kunnen wel kleine verschillen ontstaan op regionaal niveau (Overbeek, 2002). De kunstmestgift is als MAM-resultaat rechtstreeks overgenomen in CLEAN.

De aldus verkregen historische reeks is op twee onderdelen aangepast. De gegevens voor 1986 en 1987 zijn als onbetrouwbaar bestempeld, omdat de in CLEAN berekende dierlijke mestgift op maïs onwaarschijnlijk hoog was. Voor die twee jaren zijn de gegevens van 1988 gebruikt. Daarnaast bleek de kunstmestfosfaatgift op maïs van 1997 naar 1998 en volgende jaren plotseling sterk te zijn gedaald, hetgeen niet conform de praktijksituatie is. De gift in 1998 tot en met 2000 op maïs is daarom verhoogd en op gras navenant verlaagd. De historische reeks die is gebruikt voor de plausibiliteitstoets van STONE is opgebouwd uit MAM-gegevens voor de steekjaren 1986, 1988, 1995 en 1997 (voorlopig) en interpolatie tussen deze jaren. De historische reeks die in de hier gerapporteerde studiewordt gebruikt, bestaat alleen uit gegevens zoals berekend met MAM. Er is dus in deze studie niet geïnterpoleerd, waardoor de betrouwbaarheid van de historische reeks is toegenomen.

4.2 Bemesting bij verschillende varianten van verliesnormen

De som van de stikstofaanvoer in dierlijke mest en kunstmest op de verschillende grondsoorten en onderverdeeld naar de landgebruiksvormen grasland, maïsland en overig bouwland staat vermeld in Tabellen 4.2.1 (stikstof) en 4.2.2. (fosfaat). De

stikstofaanvoer heeft betrekking op de bemesting na aftrek van veldverliezen van ammoniak. Aanhangsel 7 vermeldt tevens de verdeling van de totale mestaanvoer over dierlijke mest (uitgereden en weidemest) en kunstmest, voor zowel stikstof als fosfaat. De definities van de varianten en bijbehorende verliesnormen staan in hoofdstuk 2 beschreven.

De sterke invloed van beleidsmaatregelen op de stikstofaanvoer wordt goed zichtbaar in de Tabellen 4.2.1 en 4.2.2. Gaande van variant A naar variant H wordt een reductie gerealiseerd van ca 270 kg N ha⁻¹ op grasland op de droge zandgronden, en ca 200 kg N ha⁻¹ op de overige gronden. Op maïsland bedragen deze reducties 145 kg N ha⁻¹ (droge zandgronden) en 110-130 kg N ha⁻¹ (overige gronden), waarbij het effect op de niet-droge zandgronden (130 kg N ha⁻¹) wat duidelijker is dan op de klei- en veengronden (110-120 kg N ha⁻¹), als gevolg van de afname in veedichtheid die vooral in de zandgebieden optreedt.

Op bouwland (exclusief snijmaïs) op klei bedraagt de reductie in stikstofaanvoer ca. 35 kg N ha⁻¹ gaande van variant A naar H. Voor zandgrond bedraagt de reductie 40-50 kg N ha⁻¹. Het verschil in reductie tussen droog en nat zand in Tabel 4.2.1 wordt deels bepaald door toevallige verschillen in de uitgangssituatie (variant A). De uitgangssituatie bij bouwland is voor alle gronden sterk bepalend voor de behaalde reductie: in veel regio's is al sprake van een relatief lage bemesting. Daardoor zijn de verliesnormen meestal niet direct beperkend. De reductie is daardoor lager en ook het verschil tussen droge en overige zandgronden is kleiner dan op grond van de verliesnormen zou worden verwacht.

Voor fosfaat wordt een vergelijkbaar patroon gevonden als voor stikstof, met reducties van ca 50 kg P₂O₅ per ha grasland, 20-40 kg per ha maïsland en 20-35 kg per ha overig bouwland gaande van variant A naar H. In variant A ligt de fosfaatbemesting al lager dan in historische jaren 1998-2000 (vooral op maïs), en gaande naar varianten B en D daalt de bemesting verder. Het grootste effect wordt echter behaald bij de varianten F, G en H, omdat fosfaatkunstmest dan als MINAS-aanvoerpost meegerekend wordt. Met de aanscherping van de verliesnormen, krimpt ook de veestapel en daarmee de aanvoer van fosfaat uit dierlijke mest. Tegelijk treedt er een afvlakking op in het ruimtelijk beeld van de mestverdeling in Nederland: er wordt veel minder gebruikt in de veehouderijgebieden en relatief meer in akkerbouwgebieden.

De gemiddelde stikstof- en fosfaataanvoer en stikstof- en fosfaatopname per grondsoort-gewascombinatie (Tabel 4.4.1 en 4.4.2) zijn bepaald via weging op basis van de arealen uit CLEAN. Deze zijn voor deze studie afgeleid via weging op basis van de CBS-Landbouwtelling van het jaar 2000. Dit wijkt (enigszins) af van weging op basis van de arealen uit 1998 in de STONE schematisatie, omdat in STONE de plots volledig worden toegewezen aan grasland, maïsland of bouwland.

Figuur 4.2.1 toont het effect van de scherpere stikstofverliesnorm die voor de droge zandgronden geldt, zoals deze zijn berekend met FARMMIN (paragraaf 3.3): de stikstofaanvoer ligt hier per hectare steeds 30-60 kg (grasland) en 15-35 kg (maïsland)

lager dan op de overige zandgronden. Het contrast tussen beide grondsoorten is voor gras groter dan 40 kg (het verschil in verliesnorm), en voor maïs juist kleiner dan 40 kg. Voor verschil tussen gras en maïs was in de berekening enige ruimte door de mogelijkheid tot 'uitruil' van bemesting tussen beide gewassen.

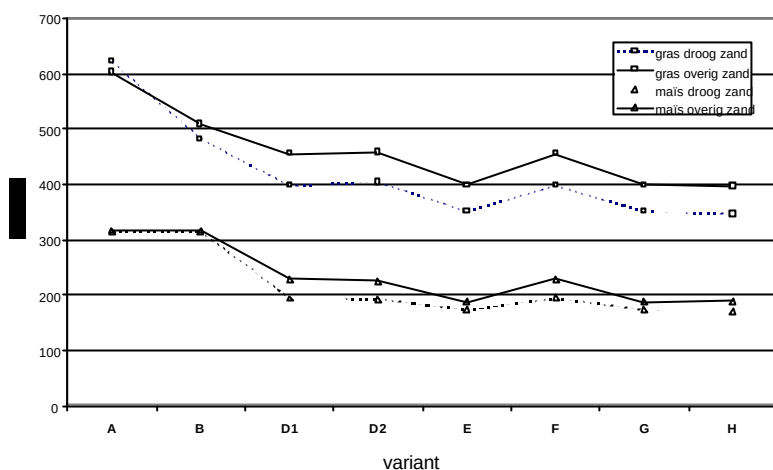
Tot slot laat figuur 4.2.2. laat zien wat de gevolgen van de diverse verliesnormen zijn voor de gemiddelde bemesting van gras- en maïsland, uitgedrukt in werkzame stikstof. Hierbij zijn werkingscoëfficiënten van 0.5 (runderdrijfmest) en 0.6 (varkensdrijfmest) gehanteerd om dierlijke mest-stikstof te vertalen in werkzame stikstofgiften.

Tabel 4.2.1 Totale stikstofaanvoer (som van dierlijke mest en kunstmest, na aftrek van ammoniakemissies bij aanwending van meststoffen) op grasland, maïsland en overig bouwland per grondsoort, gemiddeld over Nederland berekend met CLEAN

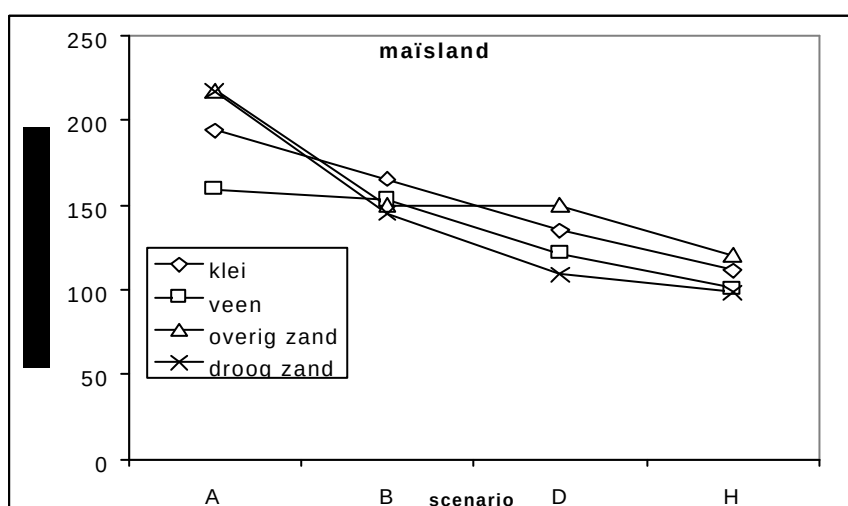
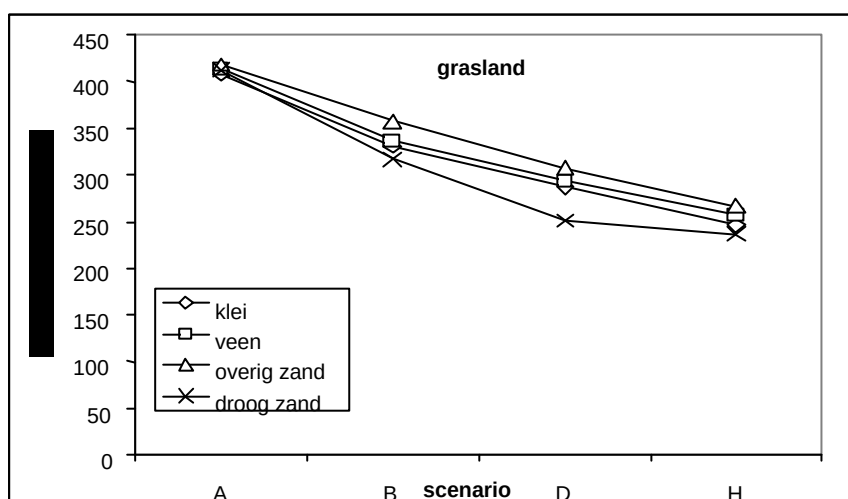
Variant	Totale stikstofaanvoer (kg N ha ⁻¹)											
	Gras				Maïs				Bouwland			
	klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand
A	581	606	622	602	300	292	316	316	240	209	224	247
B	476	505	482	509	267	250	241	242	234	197	206	227
D1	422	455	397	455	224	208	194	229	222	202	193	223
D2	422	455	404	458	223	210	193	226	222	199	195	223
E	363	402	351	400	189	174	173	188	202	185	187	204
F	422	455	397	455	224	209	194	229	224	182	195	222
G	363	402	351	400	189	176	173	188	203	176	190	198
H	363	404	346	396	188	172	172	189	205	174	185	197

Tabel 4.2.2 Totale fosfaataanvoer (som van dierlijke mest en kunstmest) op grasland, maïsland en overig bouwland per grondsoort, gemiddeld over Nederland berekend door CLEAN

Variant	Totale fosfaataanvoer (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹)											
	Gras				Maïs				Bouwland			
	klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand	klei	veen	droog zand	overig zand
A	125	128	136	132	87	100	104	94	101	84	90	92
B	113	120	111	114	88	105	97	93	110	95	91	100
D1	112	119	106	110	81	101	83	83	102	64	80	89
D2	112	119	103	108	80	101	83	86	104	64	79	89
E	106	117	88	105	74	101	74	82	106	94	87	91
F	89	96	86	89	77	67	72	79	75	75	75	75
G	85	95	86	87	76	67	70	71	75	75	75	75
H	77	86	74	79	72	70	65	73	66	66	66	66



Figuur 4.2.1 Aanvoer van stikstof (dierlijke mest en kunstmest, na aftrek van ammoniakemissies) op droog zand en overige zandgronden.



Figuur 4.2.2. Stikstofgiften uitgedrukt in werkzame stikstof, voor gras (boven) en maïs (onder), op de onderscheiden grondsoorten klei, veen, droog zand en overig zand.

4.3 Ammoniakemissie en lachgas

In Tabel 4.3.1 staan de (berekende) ammoniakemissies tijdens de afgelopen jaren en de berekende emissies die optreden bij varianten B, D, G en H. Gebleken is dat de ammoniakemissie in de varianten relatief hoog is, onder anderen omdat minder beweiding wordt verondersteld (conform Tamminga et al. 2000) dan in de historische jaren. Hiervoor is op zo'n manier gecorrigeerd dat de emissie van variant A overeenkomt met die van het historische jaar 1998. De emissie van de overige varianten is naar rato verlaagd.

Tabel 4.3.1 Ammoniakemissie (mln. kg NH_3 per jaar) uit de landbouw bij verschillende varianten van verliesnormen

Bron	Historie				Varianten			
	1990	1995	1998	2000*	B	D	G	H
Stal en mestopslag	89	89	77	77	62	61	56	51
Mestaanwending en beweiding	121	76	70	58	63	57	54	47
Kunstmest	10	13	13	12	12	10	8	9
Totaal	220	179	159	147	137	129	118	107

Bron historie: Milieucompendium, 2001

* voor 2000 gaat het om voorlopige cijfers

De totale ammoniakemissie daalt naarmate de stikstofverliesnormen worden aangescherpt (gaande van variant A naar H), met name als gevolg van inkrimping van de veestapel (minder mest) en een lagere stikstofuitscheiding per dier (minder stikstof in de mest). De nationale emissiedoelstelling voor verzuring en grootschalige luchtverontreiniging bedraagt voor de totale uitstoot van ammoniak 100 kton in het jaar 2010 (NMP4, 2001). Dat betekent voor de landbouw een maximale emissie van 86 kton (NMP4, 2001). Deze doelstelling wordt in geen van de varianten gehaald. Het in het Gothenborg-protocol afgesproken plafond is met 128 kton ammoniak per jaar wat ruimer. Voor de landbouw komt dit neer op een doelstelling van 115 à 120 kton NH_3 . Deze laatste doelstelling wordt (zonder aanvullende ammoniakmaatregelen) ongeveer bereikt bij de varianten G en H.

Opgemerkt moet worden dat door vermindering van de beweiding de ammoniakemissie kan stijgen, omdat een koe op stal per dag meer ammoniak-emissie oplevert dan een koe in de weide. Beperkte weiden kan al gauw leiden tot een toename van de emissie met 10 à 15 miljoen kg ammoniak. Daar staat tegenover dat bij de varianten geen rekening is gehouden met het Besluit ammoniakemissie huisvesting veehouderij. Het effect daarvan wordt geschat op een reductie van 15 à 20 miljoen kg ammoniak. Ook andere op ammoniak gerichte, aanvullende maatregelen (bijv. betere mestaanwending) zijn niet meegerekend.

In Tabel 4.3.2 staat de lachgasemissie van de afgelopen jaren, en de emissie bij de varianten. De emissies van de varianten zijn gecorrigeerd, zodanig dat de emissie van variant A overeenkomt met die van het historische jaar 1998.

Tabel 4.3.2 Emissie van lachgas (mln. kg N₂O per jaar) uit de landbouw bij verschillende varianten van verliesnormen

Bron	Historie				Varianten			
	1990	1995	1998	2000*	B	D	G	H
Stal en mestopslag	0,7	0,7	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5
Mestaanwending en beweiding	9,6	14,4	12,9	12,4	10,7	9,9	9,3	8,3
Kunstmest	7,0	6,8	6,8	6,5	6,1	5,4	4,4	4,8
Achtergrondemissie en N-binding	5,0	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9
Totaal	22,2	26,9	25,3	24,4	22,3	20,8	19,1	18,5

Bron historie: MV5 2000, Milieucompendium 2001

* voor 2000 gaat het om voorlopige cijfers

Ook bij lachgas nemen de emissies af, met 2 kton in variant B oplopend tot 6 kton in variant H. Voor lachgas is er overigens nog geen afzonderlijke doelstelling, waarmee deze reducties vergeleken kunnen worden. Er is alleen een doelstelling voor de reductie van de totale hoeveelheid broeikasgassen in Nederland. De getallen in Tabel 4.3.2 zijn indicatief. Door verschuivingen in bijvoorbeeld beweidingssystemen kunnen de emissies anders komen te liggen.

4.4 Gerealiseerde N en P aanvoer minus N en P opname door gewas

De netto bodembelasting met stikstof is de hoeveelheid stikstof die in de bodem achterblijft, als resultante van een aantal werkelijke aanvoer- en afvoerstromen die het bedrijf resp. in- en uitgaan, zowel door de bedrijfspoort als via de atmosfeer. Daarbij dient aangetekend te worden dat ook als afvoerstromen meegeteld worden: (1) de ammoniak- en evt. andere gasvormige verliezen uit stallen, uit mestopslag en uit weidemest; (2) de ammoniakverliezen uit uitgereden dierlijke mest en kunstmest. Eventuele andere gasvormige verliezen (uit de bodem door bijv. denitrificatie van NO₃ tot N₂ en N₂O) worden niet meegerekend bij het opstellen van deze balans, en maken dus deel uit van de netto bodembelasting. Ammoniakdepositie uit de atmosfeer wordt wel meegeteld, evenals N-binding door vlinderbloemigen. Het verschil tussen alle aanvoer- en afvoerposten is de netto bodembelasting. Deze vormt de basis voor nitraatuitspoeling, voor veranderingen in de voorraad organische N-componenten in de bodem, en voor denitrificatie.

De netto bodembelasting wijkt af, in definitie en in omvang, van het MINAS-overschot. Dat geldt voor de praktijk en voor de hier gerapporteerde berekeningen. Hieronder wordt het verband tussen beide toegelicht.

In de modelberekeningen met FARMMIN-CLEAN is steeds de MINAS-verliesnorm als uitgangspunt genomen, en is verondersteld dat deze precies wordt 'opgevuld'. De hierboven genoemde ammoniakverliestermen (1) en (2) worden in MINAS niet als afvoerpost meegeteld. Deze verliezen maken wel deel uit het netto bodemoverschot. Hierdoor ligt het netto bodemoverschot lager dan de MINAS-verliesnorm voor de verschillende gewassen. De verliezen uit stallen en opslag (1) zijn gesteld op 11% van de in de stal uitgescheiden N in drijfmest, en de verliezen bij toediening (2) in het

veld op 10% (gras) en 13.5% (maïs- en bouwland) van de toegediende N in dierlijke mest, en 2.6% van de kunstmest-N.

Het lager uitvallen van het netto-bodemoverschot, ten opzichte van de MINAS norm, wordt deels teniet gedaan door (a) depositie van ammoniak; en (b) de zgn. 'diercorrectie'. Deze laatste term maakt dat intensieve veebedrijven een hogere MINAS-aanvoer mogen realiseren dan extensieve veebedrijven, omdat een deel van het ammoniakverlies als formele afvoerpost meegeteld mag worden (zie ook paragraaf 3.3).

Figuren 4.4.1 en 4.4.2 geven de MINAS-normen en bijbehorende 'aanvoer-minus-opname' weer op grasland en maïsland, als functie van grondsoort en verliesnormen-variant. De aanvoer is hierbij gedefinieerd als bemesting met kunstmest en dierlijke mest, na aftrek van de ammoniakemissie bij mesttoediening. De netto bodembelasting kan vastgesteld worden door bij de 'aanvoer-minus-opname' de ammoniakdepositie op te tellen. Dat is hier niet gedaan omdat depositie in de formele rekenprocedure in FARMMIN buiten beschouwing blijft. Bovendien verschilt die bijtelling regionaal (van ca. 5 tot 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) en zou deze bijgesteld moeten worden afhankelijk van de gekozen variant (gemiddelde ammoniakdepositie op landbouwgronden bij variant A is 21,6 en bij variant H 18,6 kg N ha⁻¹ jr⁻¹).

De aanvoer in meststoffen, de gewasopname en de verliesnorm zijn eveneens in figuren 4.4.1 en 4.4.2 weergegeven. De figuren hebben betrekking op gegevens die door FARMMIN aan CLEAN zijn geleverd. Ze tonen duidelijk dat 'aanvoer-minus-opname' inderdaad, conform de voorgaande uiteenzetting, onder de verliesnorm ligt, zowel op grasland als maïsland. Het verschil tussen de MINAS verliesnorm en 'aanvoer-minus-afvoer' is voor resp. gras en maïs van ongeveer dezelfde omvang. Dit is het gevolg van de bij de berekeningen opgelegde randvoorwaarde dat de termen 'aanvoer-minus-afvoer' voor de twee gewassen in een vooraf bepaalde verhouding moeten staan, nl. de verhouding tussen de verliesnormen die voor beide gewassen gelden (par. 3.3).

Wanneer bij de onderste curve in de figuren de veldverliezen aan ammoniak weer worden opgeteld, ontstaat de op één na onderste curve: aanvoer plus ammoniakverlies (dat is dus de mestgift zonder aftrek van ammoniak bij mestaanwending) minus opname. Deze vertegenwoordigt het perceelsoverschot en deze zou precies gelijk zijn aan de MINAS-verliesnorm indien er geen gasvormige verliezen uit stallen en mestopslag zouden bestaan, noch een diercorrectie. De figuren tonen dat die curve voor droog zand en overig zand, zowel op gras als maïs, vrijwel overeenkomt met de MINAS verliesnorm. Kortom, diercorrectie en stalverliezen heffen elkaar vrijwel op. In de kleigebieden met in het algemeen lagere veedichtheden, blijft het perceelsoverschot onder de verliesnorm. Voor de veengebieden moet een kanttekening gemaakt worden. De term 'aanvoer-minus-opname' is hier 20 à 30 kg N ha⁻¹ te laag, omdat voor deze situatie de aanpassing van het N-gehalte in mest- en urine aan het hoge N-gehalte in het rantsoen (zoals dat in de veengebieden normaal is) niet correct is doorgevoerd. Daardoor liggen alle hiervan afgeleide curven te laag.

Tabel 4.4.1 geeft de belangrijkste gegevens uit de hiervoor behandelde figuren nog eens in cijfers weer (FARMMIN resultaten). De overeenkomstige cijfers voor fosfaat zijn gegeven in Tabel 4.4.2. De afwijking tussen enerzijds de verliesnorm en anderzijds de term 'aanvoer-minus-opname' is eveneens in de tabellen weergegeven. De netto bodembelasting op gewasniveau (grasland resp. maïs), bestaat uit de aanvoer in dierlijke mest (incl. weidemest) en kunstmest (beide na aftrek van ammoniakemissie) naar het perceel minus de afvoer van geoogst product (incl. weidegras), plus de ammoniakdepositie. Het resultaat van de berekening ligt, wegens de ammoniakverliezen, in varianten A en B wat lager dan de MINAS verliesnorm, maar kan bij hoge veebezetting (zie zandgronden) de verliesnorm wel dicht benaderen wegens voornoemde diercorrectie, of deze zelfs overschrijden (zie zandgronden in varianten D en H waar de ammoniakverliezen minder zijn geworden, en bijgevolg het verschil tussen verliesnorm en 'aanvoer-minus-opname' kleiner is). De afwijking tussen verliesnorm en netto bodembelasting is uiteindelijk afhankelijk van het niveau dat aangenomen wordt voor de ammoniakdepositie.

Voor fosfaat ligt 'aanvoer-minus-opname' in de Tabel 4.4.2 ver beneden de verliesnorm, omdat als aanvoer hier slechts de dierlijke mest in rekening gebracht is. Niettemin toont dit aan dat fosfaat in dierlijke mest – in de hier gebruikte systematiek van superbedrijven, waarin weliswaar een zekere vereffening optreedt – voor de graasveehouderij geen beperking vormt voor de veedichtheid.

Voor bouwland zijn geen resultaten van FARMMIN berekeningen gepresenteerd, omdat deze rekenstap alleen op de graasveehouderij is toegepast (zie paragraaf 3.3). Voornoemde tabellen en figuren hebben daarom slechts betrekking op gras- en maïsland, en geven de uitvoer van FARMMIN weer die de input vormde voor de CLEAN berekeningen (stap 1 in paragraaf 3.3).

De Tabellen 4.4.3 en 4.4.4 laten zien welke aanvoercijfers er resulteren uit de CLEAN-berekeningen als som van dierlijke mest en kunstmest voor de drie gewasgroepen grasland, maïsland en overig bouwland, en hoe het verloop is bij de varianten (CLEAN uitvoer). Het betreft gemiddelden per gewas-bodemcombinatie voor stikstof- en fosfaataanvoer en -opname. De gemiddelden zijn vastgesteld via weging op basis van de gewasarealen zoals gehanteerd in CLEAN. Deze zijn voor deze studie afgeleid uit de CBS Landbouwtelling 2000, en wijken enigszins af van arealen uit 1998 in de STONE-schematisatie, omdat de plots in STONE volledig zijn toegewezen aan hetzij gras-, hetzij maïs-, hetzij bouwland.

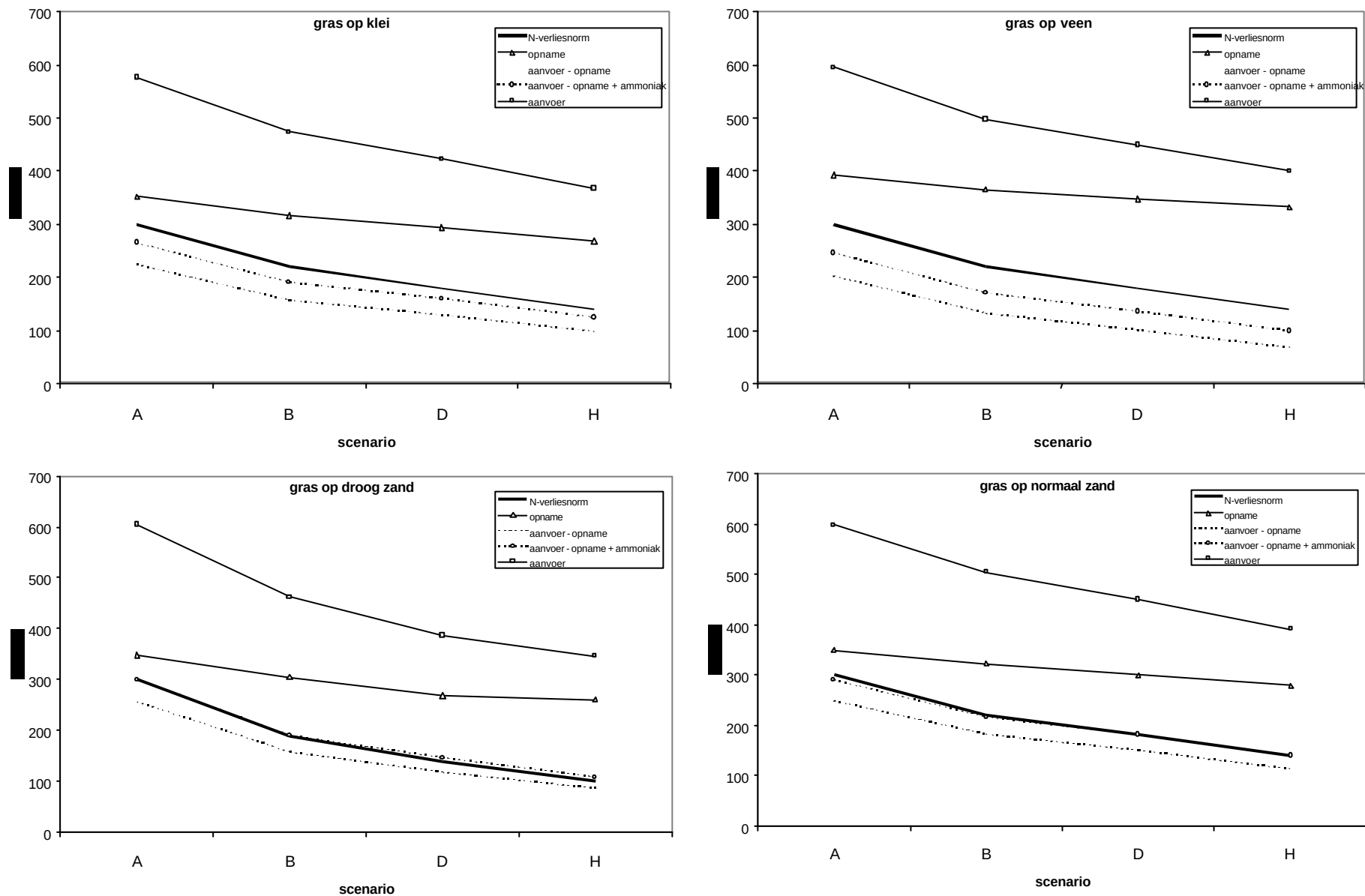
De netto bodembelasting op bouwland is de hoeveelheid stikstof die resteert nadat op het MINAS overschot (verliesnorm) van een zuiver akkerbouwbedrijf niet alleen de ammoniakverliezen uit dierlijke mest en kunstmest in mindering zijn gebracht, maar vervolgens ook het verschil tussen forfaitaire en werkelijke (meestal lagere) gewasafvoer daar weer is bijgeteld. Voor bouwland wordt binnen MINAS gerekend met een forfaitaire afvoer van 165 kg N per ha en 65 kg P₂O₅ per ha bouwland. De feitelijke afvoer is meestal lager, in de orde van grootte van 140 kg N per ha en 55 kg P₂O₅ per ha.

In de Tabellen 4.4.3 en 4.4.4 is ook het verschil tussen ‘aanvoer-minus-opname’ en de verliesnorm zoals volgt uit de CLEAN-rekenstappen weergegeven. De oorzaken voor de verschillen zijn in grote lijnen dezelfde als hierboven weergegeven voor de FARMMIN resultaten. Voor fosfaat geldt dat kunstmest pas meedoet binnen MINAS in de varianten F, G en H. Dat betekent dat de ‘aanvoer-minus-opname’ in de varianten A, B en D (Tabel 4.4.4) vaak fors hoger is dan de fosfaatverliesnormen. Dit geldt met name voor gras. Kijken we alleen naar de aanvoer van dierlijke mest, dan wordt de fosfaatverliesnorm niet opgevuld. Voor gras- en maïsland werd dat in het voorgaande reeds toegelicht aan de hand van FARMMIN resultaten. Voor bouwland heeft dit te maken met de acceptatie van dierlijke mest door boeren die mestafzetruimte over hebben. Die acceptatiegraad is vaak veel kleiner dan 100%.

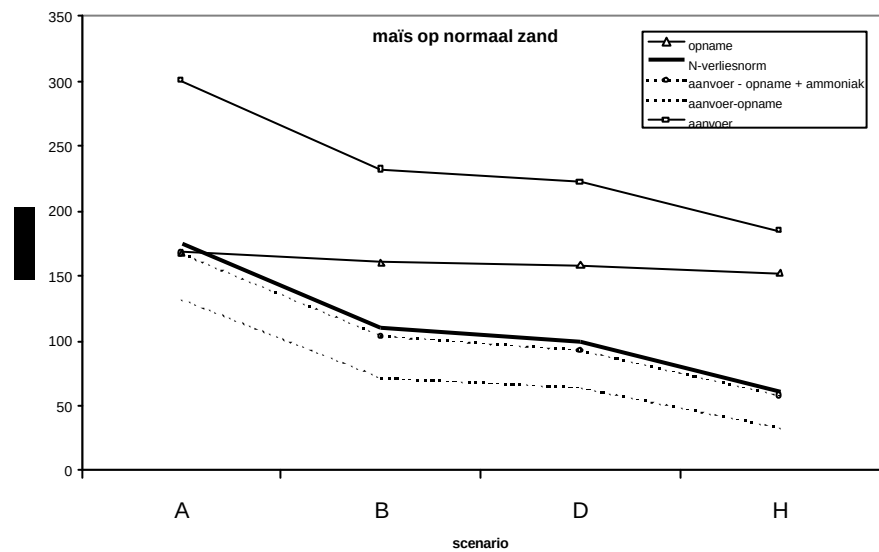
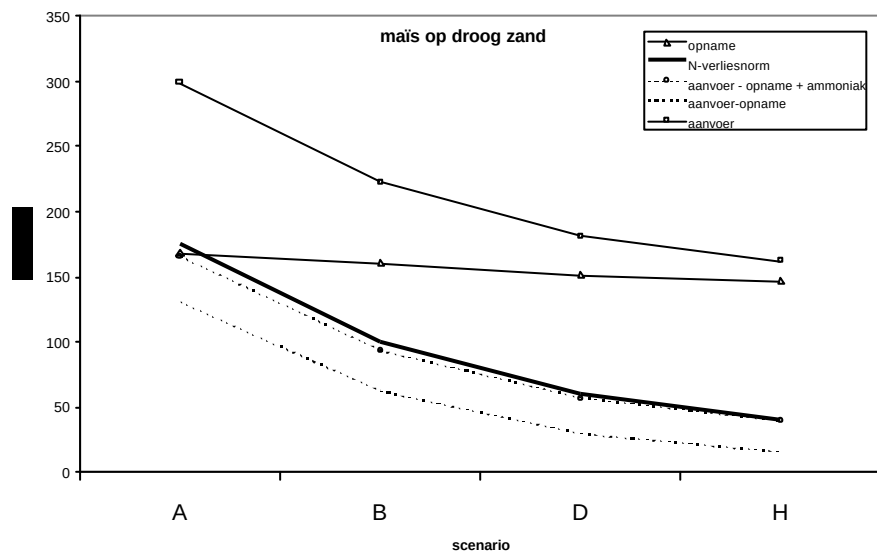
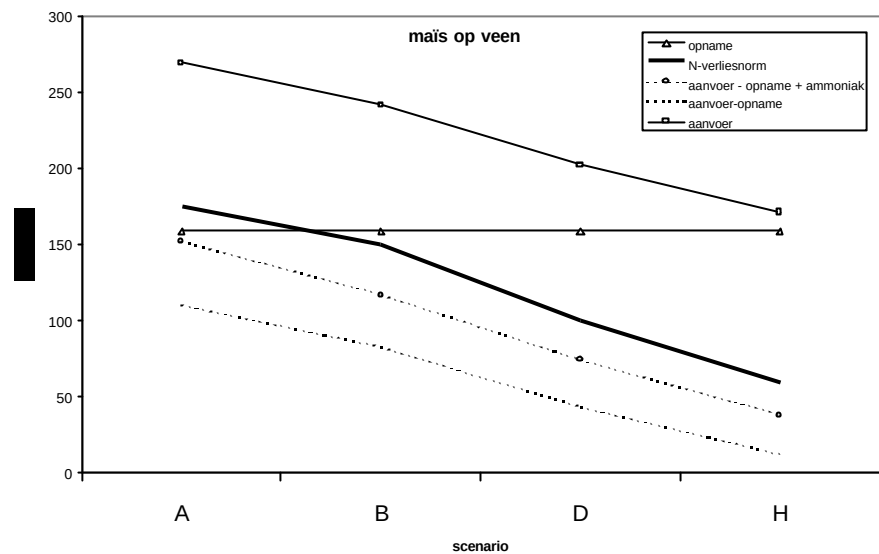
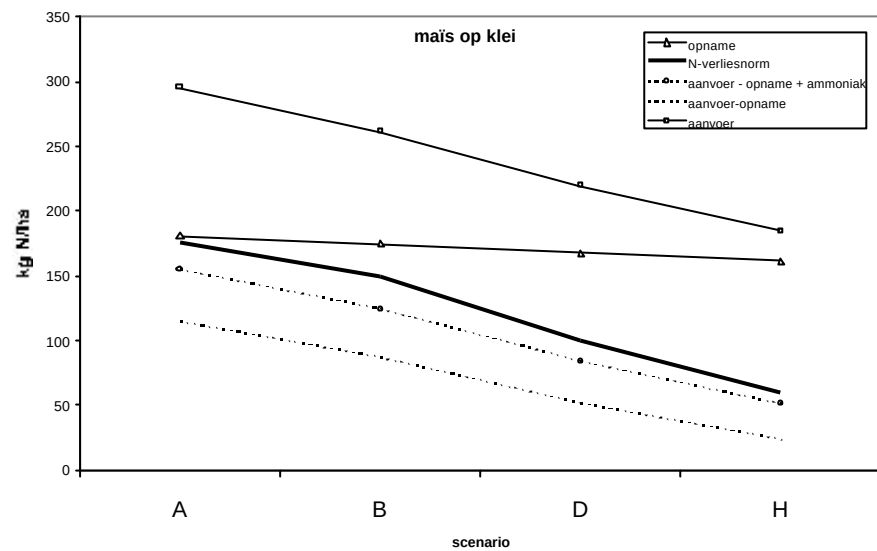
Na de rekenstap van CLEAN volgt een desaggratie van mestinformatie naar STONE-plots. Tevens wordt aan de grasland- en de maïslandplots het N-leverendvermogen en de effectieve stikstofdosering toegekend. Gepoogd is om deze informatie in STONE identiek te laten zijn aan de invoergegevens van FARMMIN. Om met STONE te kunnen rekenen is echter desaggregatie nodig met enige informatievervorming als gevolg. De figuren 4.4.3 en 4.4.5 tonen voor de variant-landgebruik combinaties het resultaat van de desaggregatie van gemiddelde mestgift per ha voor resp. stikstof en fosfaat. Bij grasland leidt de desaggregatie niet tot een ander gemiddelde, bij maïs en bouwland leidt het tot afwijkingen van de met FARMMIN resp. Excel berekende stikstofaanvoer in de mestgift. Dit geldt eveneens voor fosfaat (fig. 4.4.5).

In de figuren 4.4.4 en 4.4.6 is de met STONE berekende stikstof- en fosfaatopname vergeleken met de berekende opname in FARMMIN. Met STONE wordt met name voor grasland op veengrond voor een aantal varianten de opgelegde N-opname niet gerealiseerd. In STONE blijkt door denitrificatie en achterblijvende mineralisatie de minerale N-voorraad soms dusdanig beperkt te zijn dat in de loop van het groeiseizoen te weinig beschikbaar is voor gewasopname. FARMMIN gaat niet uit van deze uitputtingseffecten.

Voor het rapport MINAS en Milieu (2002) zijn de nationale netto-belastingen van de bodem met stikstof en fosfaat berekend met STONE. Deze resultaten gemiddeld voor landbouwgronden in Nederland bij varianten A t/m H, staan in Tabel 4.4.5. Ter vergelijking is ook de gemiddelde netto-belasting van de bodem in Nederland en de EU-15 weergegeven voor 1985-1987 en 1995-1997. Voor dit rapport zijn de netto-bodembelastingen met stikstof en fosfaat ook bepaald als functie van landgebruik en bodemtype. Deze resultaten staan in Tabellen 4.4.6 en 4.4.7. Het gaat om resultaten opgesplitst naar grasland en bouwland, en naar aangewezen droge zandgronden, niet-aangewezen droge zandgronden, en overige gronden.



Figuur 4.4.1 Diverse termen van de stikstofbalans voor grasland op klei, veen, droog zand en overig zand voor een viertal varianten. De N aanvoer betreft dierlijke mest en kunstmest, na aftrek van de ammoniakvervluchtiging.



Figuur 4.4.2 Diverse termen van de stikstofbalans voor maïs teelt op klei, veen, droog zand en overig zand voor een viertal varianten. De N aanvoer betreft dierlijke mest en kunstmest, na aftrek van de ammoniakvervluchtiging.

Tabel 4.4.1. 'Aanvoer-minus-opname' en de daaraan ten grondslag liggende componenten van de bodembalans van de onderscheiden gewassen: N-aanvoer (=gift na aftrek van ammoniak die bij toediening verloren gaat), en gewasopname. De verliesnorm en het verschil tussen deze norm en de term 'aanvoer-minus-opname' zijn eveneens vermeld voor de diverse varianten en grondsoorten. Het betreft FARMMIN uitvoer naar CLEAN.

Variant	Bodem	Gras					Maïs				
		N-verliesnorm	N-aanvoer	N-opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	N-verlies norm	N-aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm
		kg N ha ⁻¹					kg N ha ⁻¹				
A	Klei	300	576	352	224	-76	175	295	181	114	-61
A	Veen	300	595	392	203	-97	175	270	159	110	-65
A	droog zand	300	605	348	257	-43	175	299	168	131	-44
A	normaal zand	300	598	350	249	-51	175	300	168	132	-43
B	Klei	220	473	316	157	-63	150	262	175	87	-63
B	Veen	220	498	365	133	-87	150	242	159	83	-67
B	droog zand	190	462	305	158	-32	100	223	161	62	-38
B	normaal zand	220	505	323	182	-38	110	232	161	71	-39
D	Klei	180	422	293	129	-51	100	219	168	51	-49
D	Veen	180	449	348	101	-79	100	203	159	43	-57
D	droog zand	140	387	269	118	-22	60	181	152	29	-31
D	normaal zand	180	450	300	150	-30	100	222	158	64	-36
H	Klei	140	367	269	98	-42	60	184	161	23	-37
H	Veen	140	400	332	68	-72	60	171	159	12	-48
H	droog zand	100	347	260	86	-14	40	162	147	15	-25
H	normaal zand	140	392	279	113	-27	60	185	152	33	-27

Tabel 4.4.2. 'Aanvoer-minus-opname' en de daaraan ten grondslag liggende componenten van de bodembalans van de onderscheiden gewassen: fosfaat-aanvoer, en gewasopname. De verliesnorm en het verschil tussen deze norm en de term 'aanvoer-minus-opname' zijn eveneens vermeld voor de diverse varianten en grondsoorten. Het betreft FARMMIN uitvoer naar CLEAN. N.B. Als aanvoer is hier alléén de dierlijke mest gerekend. Kunstmest-P blijft in deze tabel buiten beschouwing, omdat alleen bij de H-variant kunstmest-fosfaat wordt meegerekend in de verliesnorm.

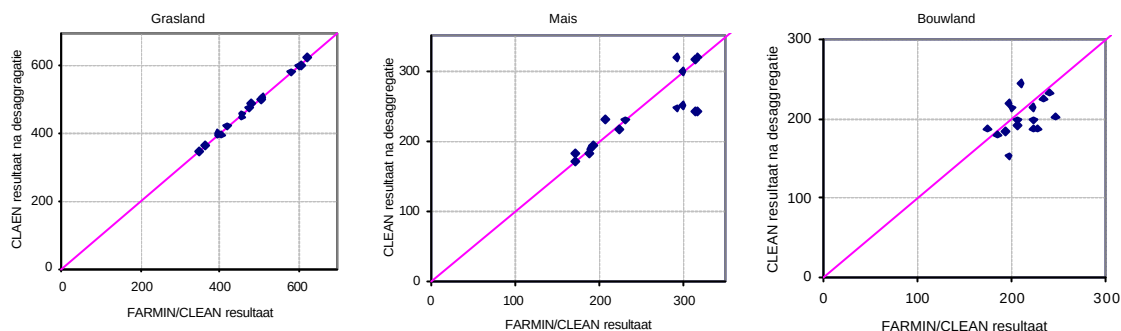
variant	Bodem	Gras					Maïs				
		fosfaat-verliesnorm	fosfaat-aanvoer in dierlijke mest	fosfaat-opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	fosfaat-verlies-norm	fosfaat-aanvoer in dierlijke mest	fosfaat-opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm
		kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹					kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹				
A	Klei	40	90	84	7	-33	40	81	67	14	-26
A	Veen	40	94	87	6	-34	40	79	57	22	-19
A	droog zand	40	104	80	24	-16	40	78	61	18	-22
A	normaal zand	40	97	80	17	-23	40	75	61	14	-26
B	Klei	25	77	82	-5	-30	25	79	67	11	-14
B	Veen	25	83	87	-4	-29	25	65	57	8	-17
B	droog zand	25	78	78	1	-24	25	75	61	14	-11
B	normaal zand	25	78	79	0	-25	25	73	61	13	-12
D	Klei	20	72	80	-7	-27	20	69	67	3	-17
D	Veen	20	78	86	-7	-27	20	60	57	3	-17
D	droog zand	20	72	74	-2	-22	20	67	60	6	-14
D	normaal zand	20	73	78	-4	-24	20	63	60	3	-17
H	Klei	1	60	76	-16	-17	1	57	66	-9	-10
H	Veen	1	68	85	-17	-18	1	49	57	-8	-9
H	droog zand	1	49	73	-24	-25	1	53	60	-7	-8
H	normaal zand	1	59	76	-17	-18	1	52	60	-8	-9

Tabel 4.4.3 Aanvoer van stikstof in kunstmest en dierlijke mest (na aftrek van ammoniak), netto-gewasopname, 'aanvoer-minus-opname' en verschil met de verliesnorm (kg N per ha). CLEAN-uitvoerresultaten.

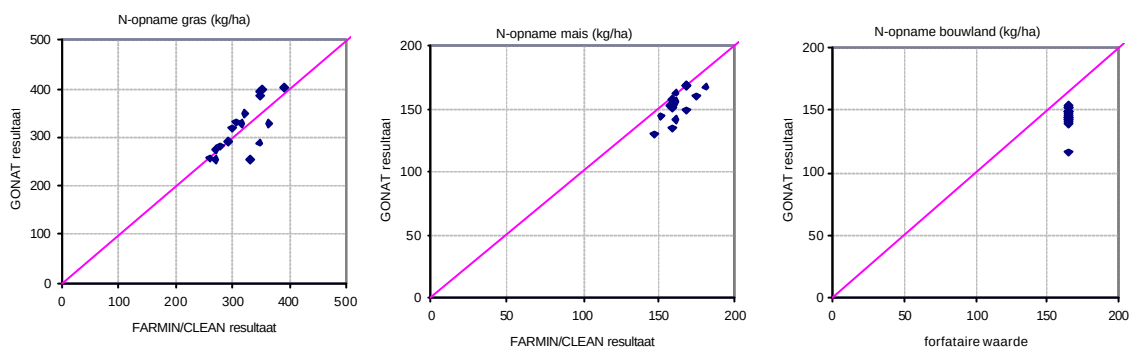
		Gras					Maïs					Bouwland				
	Bodem	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm
		kg N ha ⁻¹					kg N ha ⁻¹					kg N ha ⁻¹				
A	Klei	300	581	352	229	-71	175	299	181	118	-57	175	240	165	75	-100
A	Veen	300	606	392	214	-86	175	292	159	133	-42	175	209	165	44	-131
A	droog zand	300	622	348	274	-26	175	315	168	147	-28	175	224	165	59	-116
A	normaal zand	300	602	350	252	-48	175	317	168	149	-26	175	247	165	82	-93
B	Klei	220	476	316	160	-60	150	299	175	124	-26	150	233	165	68	-82
B	Veen	220	505	365	140	-80	150	292	159	133	-17	150	197	165	32	-118
B	droog zand	190	482	305	177	-13	100	315	161	154	54	100	206	165	41	-59
B	normaal zand	220	509	323	186	-34	110	317	161	156	46	110	227	165	62	-48
D	Klei	180	421	293	128	-52	100	224	168	56	-44	100	222	165	57	-43
D	Veen	180	455	348	107	-73	100	208	159	49	-51	100	201	165	36	-64
D	droog zand	140	397	269	128	-12	60	193	152	41	-19	60	193	165	28	-32
D	normaal zand	180	455	300	155	-25	100	230	158	72	-28	100	223	165	58	-42
H	Klei	140	363	269	94	-46	60	188	161	27	-33	60	205	165	40	-20
H	Veen	140	404	332	72	-68	60	172	159	13	-47	60	174	165	9	-51
H	droog zand	100	346	260	86	-14	40	172	147	25	-15	40	185	165	20	-20
H	normaal zand	140	396	279	117	-23	60	189	152	37	-23	60	197	165	32	-28

Tabel 4.4.4 Aanvoer van fosfaat in kunstmest en dierlijke mest, netto-gewasopname, 'aanvoer-minus-opname' en verschil met de verliesnorm (kg P₂O₅ per ha). CLEAN-uitvoerresultaten.

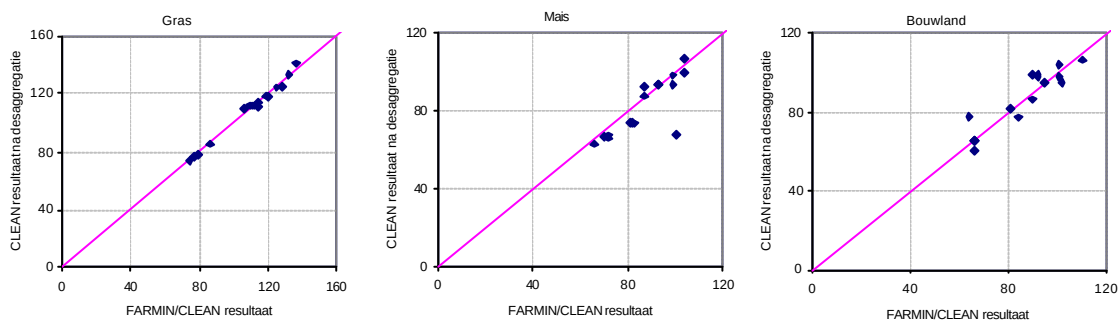
		Gras					Maïs					Bouwland				
	Bodem	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm	verlies-norm	aanvoer	opname	aanvoer minus opname	afwijking van norm
		kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹					kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹					kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹				
A	Klei	40	125	84	41	1	40	87	67	20	-20	40	101	65	36	-4
A	Veen	40	128	87	41	1	40	99	57	42	2	40	84	65	19	-21
A	droog zand	40	136	80	56	16	40	104	61	43	3	40	90	65	25	-15
A	normaal zand	40	132	80	52	12	40	93	61	32	-8	40	92	65	27	-13
B	Klei	25	114	82	32	7	30	87	67	20	-10	30	110	65	45	15
B	Veen	25	120	87	33	8	30	99	57	42	12	30	95	65	30	0
B	droog zand	25	111	78	33	8	30	104	61	43	13	30	92	65	27	-3
B	normaal zand	25	114	79	35	10	30	93	61	32	2	30	101	65	36	6
D	Klei	20	112	80	32	12	20	81	67	14	-6	20	102	65	37	17
D	Veen	20	119	86	33	13	20	101	57	44	24	20	64	65	-1	-21
D	droog zand	20	106	74	32	12	20	83	60	23	3	20	81	65	16	-4
D	normaal zand	20	110	78	32	12	20	82	60	22	2	20	90	65	25	5
H	Klei	1	77	76	1	0	1	72	66	6	5	1	66	65	1	0
H	Veen	1	86	85	1	0	1	70	57	13	12	1	66	65	1	0
H	droog zand	1	74	73	1	0	1	66	60	6	5	1	66	65	1	0
H	normaal zand	1	79	76	3	2	1	72	60	12	11	1	66	65	1	0



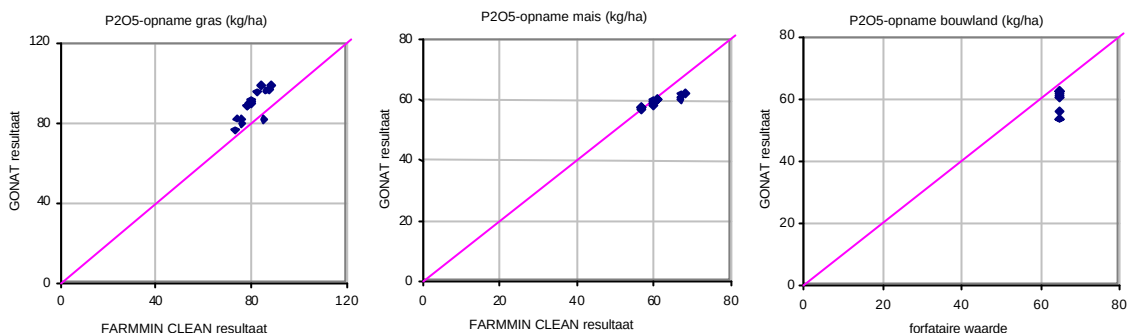
Figuur 4.4.3 De gemiddelde stikstofaanvoer(kg N per ha) voor verschillende varianten en landgebruiksvormen na desaggregatie van CLEAN-resultaten uitgezet tegen de berekende stikstofaanvoer vóór desaggregatie. De stikstofaanvoer is berekend als de gift van dierlijke mest en kunstmest verminderd met de vervluchtiging



Figuur 4.4.4 De gemiddelde stikstofopname (kg N per ha) berekend met STONE-GONAT voor verschillende varianten en landgebruiksvormen uitgezet tegen de berekende stikstofopname in de pre-STONE fase van het rekenproces (FARMIN-CLEAN)



Figuur 4.4.5 De gemiddelde fosfaataanvoer(kg P_2O_5 per ha) voor verschillende varianten en landgebruiksvormen na desaggregatie van CLEAN-resultaten uitgezet tegen de berekende fosfaataanvoer vóór desaggregatie. De fosfaataanvoer is berekend als de gift van dierlijke mest en kunstmest



Figuur 4.4.6 De gemiddelde fosfaatopname (kg P₂O₅ per ha) berekend met STONE-GONAT voor verschillende varianten en landgebruiksvormen uitgezet tegen de berekende fosfaatopname in de pre-STONE fase van het rekenproces (FARMMIN-CLEAN)

Tabel 4.4.5 Berekende gemiddelde netto-belasting van de bodem (soil surface balance) met stikstof en fosfaat(P₂O₅) op landbouwgrond in Nederland volgens STONE bij de varianten A t/m H, in kg per ha per jaar. Ter vergelijking is ook de gemiddelde netto-belasting van de bodem in Nederland en de EU-15 weergegeven voor 1985-1987 en 1995-1997; voor N volgens OECD (2001), voor P in Nederland volgens CBS (2001), voor P in EU-15 naar Isermann (1999).

	Varianten								Nederland		EU-15	
	A	B	D1	D2	E	F	G	H	1985	1995	1985-87	1995-97
Stikstof	168	133	119	117	102	120	102	98	313	281	69	58
Fosfaat	35	33	25	27	27	13	12	6	100	72	45*	35*

Tabel 4.4.6 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met stikstof (inclusief atmosferische depositie) bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg N per ha per jaar.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg N per ha per jaar								
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	252	173	n.a.	142	137	111	142	112	106
	Niet-aangewezen droge zandgronden	238	177		154	152	132	154	132	n.a.
	Overige gronden	219	171	n.a.	152	152	132	153	132	134
Bouwland	Aangewezen droge zandgronden	120	85	n.a.	68	69	65	68	65	62
	Niet-aangewezen droge zandgronden	117	87		80	82	68	81	68	n.a.
	Overige gronden	114	96	n.a.	87	88	76	88	76	75

Tabel 4.4.7 De gemiddelde netto-belasting van de bodem met fosfaat bij de varianten A t/m H volgens STONE, als functie van landgebruik en bodemtype, in kg P₂O₅ per ha per jaar.

Landgebruik	Bodemtype	Netto-belasting per variant, kg P ₂ O ₅ per ha per jaar								
		A	B	C	D1	D2	E	F	G	H
Grasland	Aangewezen droge zandgronden	52	27	n.a.	28	20	19	10	8	2
	Niet-aangewezen droge zandgronden	42	28		26	24	25	12	11	n.a.
	Overige gronden	35	25	n.a.	25	23	23	14	12	11
Bouwland	Aangewezen droge zandgronden	35	37	n.a.	17	23	23	12	13	4
	Niet-aangewezen droge zandgronden	33	39		17	30	30	13	12	n.a.
	Overige gronden	35	42	n.a.	27	35	37	13	13	4

5 Uitspoeling van stikstof en fosfor vanuit landbouwgronden

5.1 Inleiding

De consequenties van de verschillende varianten van verliesnormen worden in dit hoofdstuk nader uitgewerkt. De berekende effecten van de stikstofverliesnormen op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en de stikstofbelasting van het oppervlaktewater zijn eerst geanalyseerd. Voor fosfaat is nagegaan in welke mate de bodem met fosfaat verzadigd raakt. Tevens is de berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater vergeleken voor de verschillende varianten van verliesnormen. Opgemerkt moet worden dat de fosforbelasting van het grond- oppervlaktewater altijd in P wordt uitgedrukt. Dit wijkt af van de verliesnormen die in P_2O_5 (fosfaat) zijn uitgedrukt. Voor stikstof wordt zowel de verliesnorm als de stikstofbelasting van het oppervlaktewater uitgedrukt in N. De nitraatconcentraties in het grondwater worden gegeven in $mg\ NO_3$ per liter.

5.2 Stikstof

5.2.1 Nitraatconcentratie in het grondwater

Gedetailleerde informatie over de nitraatuitspoeling naar het grondwater en de resulterende nitraatconcentraties in grondwater worden gegeven in aanhangsel 8. Hierin wordt voor elke variant het tijdsverloop van de nitraatuitspoeling weergegeven. Per variant zijn er 6 figuren, te weten:

- (a) *Totale nitraatuitspoeling vanuit alle gronden, in $10^6\ kg\ N$*
- (b) *Gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden, in $kg\ N\ ha^{-1}\ jr^{-1}$*
- (c) *Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) voor alle gronden, in $mg\ NO_3.l^{-1}$*
- (d) *Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) voor droge zandgronden, in $mg\ NO_3.l^{-1}$*
- (e) *Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) uitgesplitst naar landgebruik, in $mg\ NO_3.l^{-1}$*
- (f) *Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van droge zandgronden uitgesplitst naar landgebruik, in $mg\ NO_3.l^{-1}$*

Figuur 5.2.1 geeft voor de acht varianten het areaal aan landbouwgronden waarin een bepaalde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op GLG-niveau (Gemiddelde Laagste Grondwaterstand) wordt overschreden. Deze resultaten zijn berekend voor het jaar 2030 als voortschrijdend gemiddelde (voor periode 2023 – 2037, zie paragraaf 3.5). In Tabel 5.2.1 zijn de bijbehorende percentages van het totale areaal landbouwgronden in Nederland (1.95 miljoen ha) gegeven, waarin een bepaalde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater wordt overschreden. In deze tabel zijn de resultaten van varianten F en G cursief aangegeven omdat deze varianten dezelfde stikstofverliesnormen hebben als resp. variant D1 en E. De

resultaten zijn dus identiek. In figuur 5.2.1 zijn deze lijnen daarom niet zichtbaar. Voor variant D1 is tevens nagegaan hoe de verdeling van de nitraatconcentraties (Tabel 5.2.1: D1_GLG1m) binnen Nederland wordt op een diepte van 1 meter beneden GLG, omdat er in het bovenste grondwater ook nog omzettingen plaatsvinden. De nitraatconcentraties zijn nu duidelijk lager en de mate van overschrijding van de gegeven nitraatconcentraties is dus ook lager. Figuur 5.2.2 geeft voor Nederland een ruimtelijke beeld van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, en zowel voor variant A, B, D1 en H.

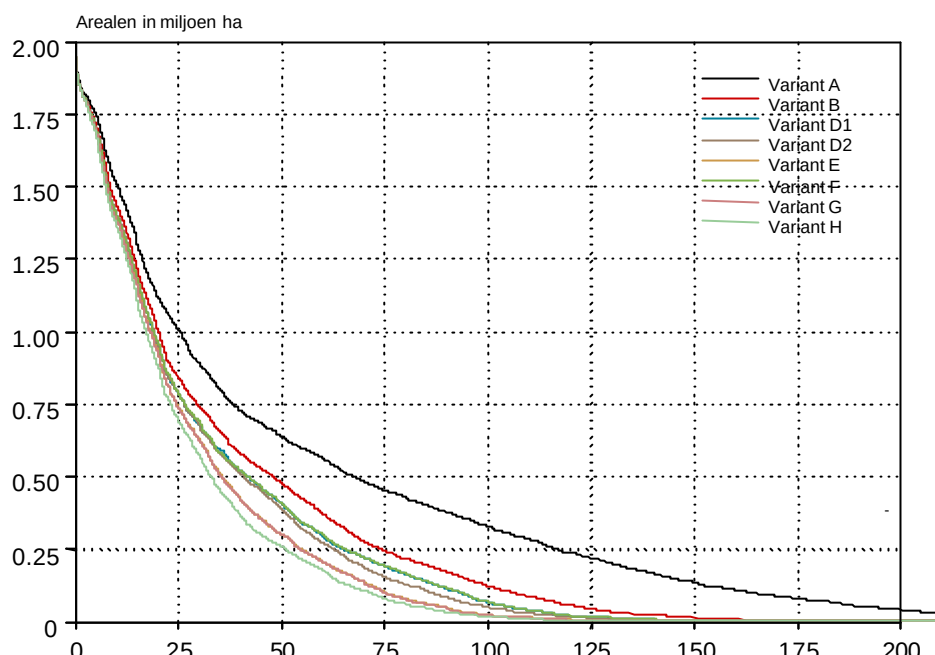
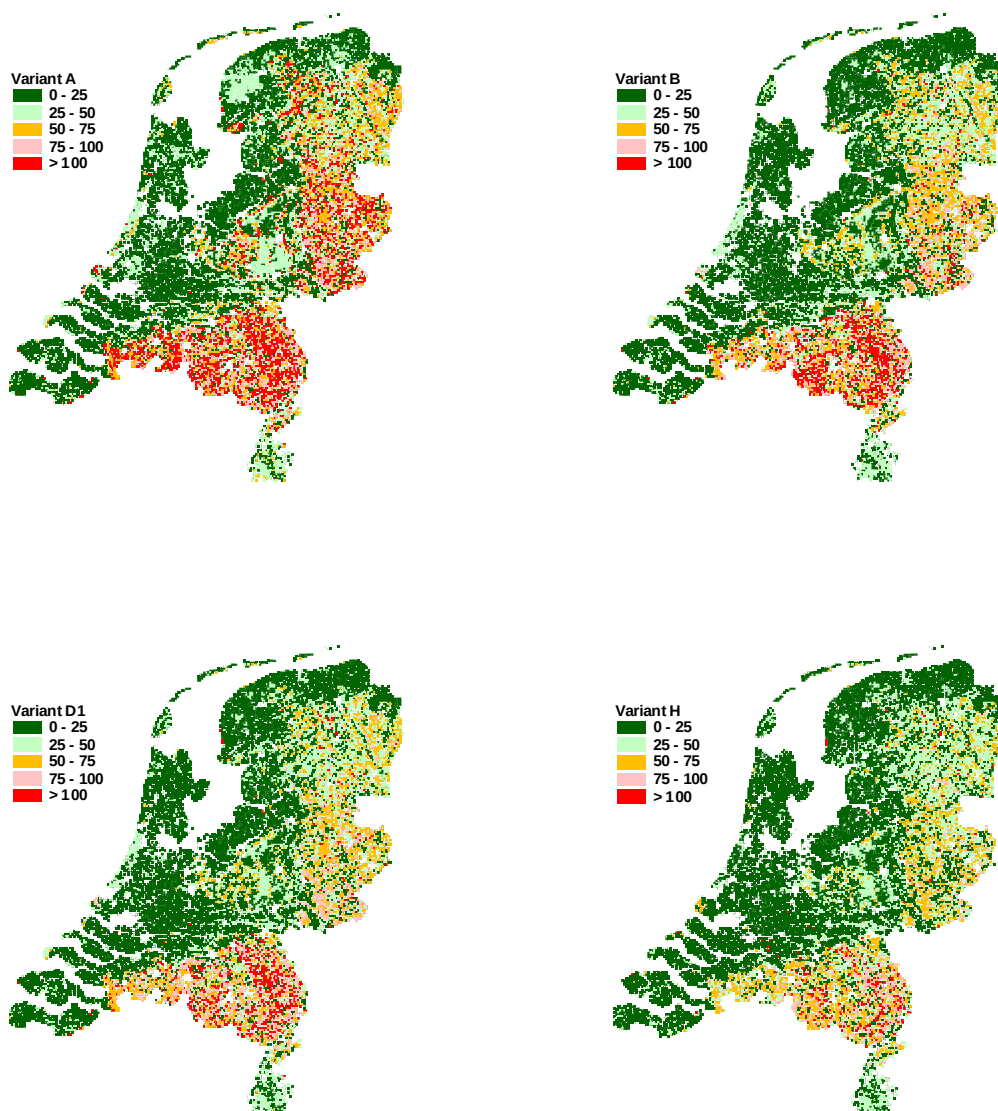


Fig. 5.2.1 Het areaal landbouwgronden waarin een bepaalde nitraatconcentratie (mg NO_3 per liter) wordt overschreden in 2030 voor de verschillende varianten van verliesnormen. Arealen zijn berekend als voortschrijdend gemiddelde voor periode 2023-2037.

Tabel 5.2.1 Procentuele overschrijding van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (mg l^{-1} NO_3) in 2030 voor verschillende varianten van verliesnormen voor alle landbouwgronden in Nederland (totaal areaal van 1.95 miljoen ha).

Variant	Naam variant	Areaal Droog zand (ha)	Nitraatconcentratie (mg per liter NO_3)			
			>25	>50	>75	>100
A	Referentie 1998		52	33	23	17
B	Mestwet 2002	140.000	43	24	13	6
D1_GLG	Mestwet 2003	140.000	40	21	10	3
D1_GLG1m	Mestwet 2003	140.000	29	14	6	2
D2	Mestwet 2003	360.000	40	20	8	3
E	Variant N-plus	360.000	38	15	5	1
F	Variant P-plus	140.000	40	21	10	3
G	Variant combi E en F	360.000	38	15	5	1
H	Vergaand	600.000	36	13	4	1

Indien het bemestingsniveau van 1998 (variant A: 'referentie 1998') wordt gecontinueerd, zal in 2030 de MTR-waarde voor het grondwater (50 mg/l NO₃) in 33% van het totale landbouwareaal worden overschreden (Tabel 5.2.1). Bij invoering van de Mestwetgeving 2002 (variant B) liggen de nitraatconcentraties nog in 24% van het landbouwareaal boven de MTR-waarde en bij variant D (Mestwetgeving 2003) in 21% van het totale landbouwareaal. Landelijk gezien zijn de effecten van aanwijzing van een extra areaal droge zandgronden (variant D2 met 360.000 ha in plaats van 140.000 ha bij variant D1) met de bijbehorende scherpere verliesnormen vrij gering (namelijk 20% versus 21% boven de MTR-waarde). Alleen bij de vergaande variant (H), waarbij 600.000 ha droge zandgronden worden aangewezen, neemt het areaal met overschrijding van de MTR-waarde sterk af, namelijk naar 13%.



5.2.2 Ruimtelijk beeld van de nitraatconcentratie in 2030 in het bovenste grondwater voor resp. variant A, B, D1 en H

De hoogste nitraatbelasting van het grondwater komt voor op de droge zandgronden (figuur 5.2.2) in het centrale, oostelijke en zuidelijke zandgebied. De reden is dat de stikstofverliezen via denitrificatie in deze gronden beperkt zijn. Tabel 5.2.2 laat duidelijk zien dat de hoogste mate van overschrijding van de gegeven nitraatconcentraties zich inderdaad op de droge zandgronden voordoen. Alvorens dieper in te gaan op deze tabel met procentuele overschrijdingen, moet worden opgemerkt dat bij de aanwijzing van de rekenplots binnen het areaal droge zandgronden, ook plots zijn aangewezen die feitelijk niet aan het criterium voldeden (zie aanhangsel 6: Tabel A 6.2). Om de effecten voor droge zandgronden duidelijk zichtbaar te maken, zijn de uitkomsten van deze ‘niet zandgrond’ rekenplots niet bij de droge zandgronden geschaard maar bij de overige gronden (namelijk, dalgrond en leemgrond toegewezen aan resp. veen en klei). Hierdoor valt het areaal droge zandgronden lager uit dan oorspronkelijk beoogd was. Verder is ook voor variant A een opsplitsing gemaakt in droge zandgronden en overige gronden. Dit was nodig om de resultaten van variant A goed te kunnen vergelijken met die van de overige varianten. Bij variant A wordt namelijk geen onderscheid gemaakt in een verliesnorm voor droge zandgronden en overige grondsoorten (zie Tabel 2.1).

Tabel 5.2.2 Procentuele overschrijding van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in 2030 voor verschillende varianten van verliesnormen, opgesplitst in aangewezen droge zandgronden en de overige gronden.

Variant	Droge zand- gronden	Aangewezen droge zandgronden					Overige gronden				
		Areaal ¹⁾ (ha)	Nitraatconcentratie				Areaal (ha)	Nitraatconcentratie			
			(mg l ⁻¹ NO ₃)					(mg l ⁻¹ NO ₃)			
			>25	>50	>75	>100		>25	>50	>75	>100
A	(140.000)	113274	100	96	83	69	1837090	49	29	20	14
B	140.000	113274	100	90	64	42	1837090	40	20	9	4
D1_GLG	140.000	113274	100	86	51	17	1837090	37	17	7	3
D1_GLG1m	140.000	113274	96	75	42	12	1837090	25	11	4	1
D2	360.000	320578	96	68	28	7	1629786	29	11	4	2
E	360.000	320578	94	56	20	4	1629786	27	7	2	1
F	140.000	113274	100	86	51	17	1837090	37	17	7	3
G	360.000	320578	94	56	20	4	1629786	27	7	2	1
H	600.000	522091	86	43	14	3	1428273	17	2	1	0

1) zie aanhangsel 6, Tabel A 6.3

In de aangewezen droge zandgronden overschrijdt de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij variant A de MTR-waarde in meer dan 95% van het areaal (Tabel 5.2.2). Aanscherping van de verliesnormen voor stikstof leidt in alle situaties tot een verbetering van de grondwaterkwaliteit. Het verschil tussen variant B en D1 is beperkt, indien uitsluitend naar de mate van overschrijding van de MTR-waarde (50 mg NO₃/l) wordt gekeken (resp. 90 en 86%). Het grootste verschil tussen variant B en D1 doet zich echter voor in de mate van overschrijding van de hoogste nitraatconcentraties (> 100 mg/l NO₃), namelijk een daling van 42 naar 17%. Ook wanneer bij gelijke stikstofverliesnormen er meer droge zandgronden (met een lagere verliesnorm (Tabel 2.1)) worden aangewezen (variant D2 versus variant D1), overschrijden procentueel minder gronden een bepaalde nitraatconcentratie (Tabel 5.2.2) en worden minder vaak hoge nitraatconcentraties aangetroffen.

Indien de stikstofverliesnorm voor de 360.000 ha aangewezen droge zandgronden verder wordt verlaagd (Tabel 2.1: variant E versus variant D2), verbetert de kwaliteit van het bovenste grondwater ook. Bij variant E wordt dan in 56% van het aangewezen areaal droge zandgronden nog de MTR-waarde voor nitraat overschreden (in tegenstelling tot 68% bij variant D2 (Tabel 5.2.2)). Indien deze laagste stikstofverliesnorm wordt opgelegd aan de 600.000 ha aangewezen droge zandgronden (Tabel 2.1: variant H), wordt in 43% van dit areaal de MTR-waarde overschreden.

In de ‘overige gronden’ wordt de MTR-waarde voor nitraat veel minder vaak overschreden dan in de droge gronden (Tabel 5.2.2). Dit houdt verband met de hydrologische situatie. Naarmate de bodems gemiddeld natter zijn, kan meer nitraat verloren gaan via de omzetting naar stikstofgas en lachgas (oftewel, denitrificatieprocessen). Bij variant A (referentie 1998) heeft 29% van het areaal ‘overige gronden’ een nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van meer dan 50 mg per liter. Door aanscherping van de verliesnormen neemt het relatieve areaal met overschrijding van de MTR-waarde af, van 20% bij variant B naar 17% bij variant D1 en naar slechts 2% bij de meeste scherpe variant H. Aanscherping van verliesnormen vermindert het areaal landbouwgronden met meer dan 100 mg nitraat per liter van 14% voor variant A naar 4% voor variant B en naar 0% variant H.

Binnen de groep ‘overige gronden’ (Tabel 5.2.2) worden de hoge nitraatgehaltes in het grondwater (Tabel 5.2.2) vooral veroorzaakt door de ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden (Tabel 5.2.3). Het door STONE berekende areaal droge zandgronden bij varianten met 140.000 ha aangewezen droge zandgronden (Gt VII en GT VII*) is 255 duizend ha groter dan het ‘aangewezen’ areaal. Het door STONE berekende areaal droge zandgronden bij varianten met 360.000 ha aangewezen droge zandgronden (Gt VI, Gt VII en GT VII*) is 218 duizend ha groter dan het ‘aangewezen’ areaal (Annex 6: totaal areaal landbouwgronden op zand bij deze grondwatertrappen (Tabel A 6.4) minus aangewezen areaal droge zandgronden (Tabel A 6.3)). Uit de resultaten van de STONE-berekeningen blijkt dat bij de ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden (waarvoor geen aangescherpte stikstofverliesnormen gelden) 83% van het areaal een nitraatgehalte heeft van meer dan 50 mg per liter bij variant B en 69% bij variant D1 (Tabel 5.2.3). De ‘niet-aangewezen’ droge zandgronden zijn wel minder uitspoelingsgevoelig dan de ‘aangewezen’ droge zandgronden (Tabel 5.2.2), want het relatieve areaal met meer dan 50 mg nitraat per liter in het bovenste grondwater is kleiner en tegelijkertijd is de netto-stikstofbelasting hoger (Tabel 4.4.3).

Tabel 5.2.3 Oppervlakte 'niet-aangewezen' droge zandgronden en de procentuele overschrijding van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (GLG-niveau) in 2030 voor de verschillende varianten van verliesnormen. In variant A zijn de verliesnormen voor droge zandgronden gelijk aan die voor overige gronden (zie Tabel 2.1). Bij variant H zijn alle droge zandgronden 'aangewezen'.

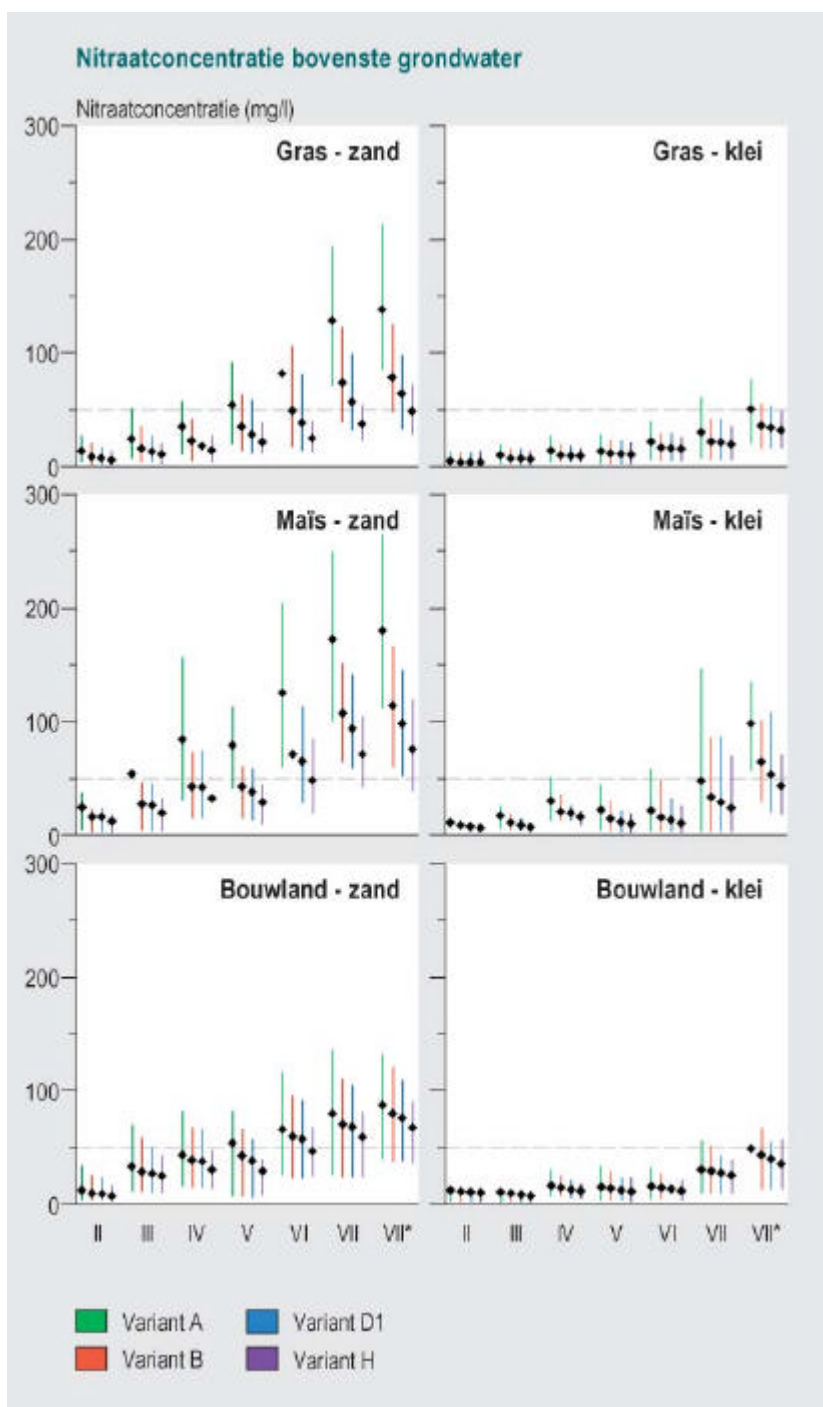
Variant	'Niet-aangewezen' droge zandgronden			
	Areaal 1000 ha	Nitraatconcentratie, mg/l		
		>25	>50	>100
A	(255)	99.	92	68
B	255	98.	83	23
C	Na.	N.a.	N.a.	N.a.
D1	255	98	69	15
D2	218	88	49	10
E	218	83	37	4
F	255	98	69	14
G	218	83	37	4
H	-	-	-	-

De invloed van het landgebruik (grasland, bouwland of maïslan) op de mate van overschrijding van de MTR-waarde voor nitraat is aangegeven in Tabel 5.2.4. Uit deze tabel blijkt dat over het algemeen bij een verlaging van de stikstofverliesnorm (Tabel 2.1) de relatieve arealen waar overschrijding van de MTR-waarde voor nitraat (50 mg/l) zich voordoet, het sterkst afnemen bij grasland gevolgd door bouwland en maïslan. De reden is dat maïslan en bouwland veelal gelegen zijn op gemiddeld drogere gronden dan grasland (Tabel 3.2.2). In deze drogere gronden zijn de stikstofverliezen via denitrificatie kleiner, waardoor meer nitraat uitspoelt naar het grondwater.

De uitsplitsing van de relatieve arealen met overschrijding van de gegeven nitraatconcentraties (Tabel 5.2.4) naar grondsoort, grondwatertrap en vorm van landgebruik, laat zien dat de spreiding in deze relatieve arealen en dus in de gemiddelde nitraatconcentratie erg groot is. Deze spreiding wordt veroorzaakt door de effecten van ruimtelijke variaties in bodemeigenschappen, hydrologie en bedrijfsvoering binnen een 'landgebruik-grondsoort-Gt-combinatie', zoals getoond in figuur 5.2.3. Verschillen tussen jaren zijn eveneens groot (tot factor 2; zie aanhangsel 8) door verschillen in weersomstandigheden (neerslagverdeling en neerslagoverschot).

Tabel 5.2.4 Procentuele overschrijding van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3$) in 2030 voor verschillende varianten van verliesnormen, vormen van landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), en twee grondsoorten (aangewezen droge zandgronden en overige zandgronden)

Variant	Droge zandgronden (1000ha)	Aangewezen droge zandgronden					Overige zandgronden				
		Areaal (ha)	Nitraatconcentratie (mg l ⁻¹ NO ₃)				Areaal (ha)	Nitraatconcentratie (mg l ⁻¹ NO ₃)			
			>25	>50	>75	>100		>25	>50	>75	>100
<u>Grasland</u>											
A	140	42779	100.0	100.0	96.1	86.9	940764	51.5	27.6	19.7	13.4
B	140	42779	99.6	88.5	58.6	33.0	940764	37.0	17.5	6.2	2.3
D1_GLG	140	42779	100.0	79.1	38.3	4.9	940764	33.3	11.4	2.9	0.8
D1_GLG1m	140	42779	93.0	66.8	25.5	3.4	940764	20.6	7.4	1.4	0.3
D2	360	151171	92.5	51.3	12.3	1.5	832372	25.7	6.4	1.5	0.6
E	360	151171	89.0	31.5	8.6	0.1	832372	23.6	4.2	0.7	0.2
F	140	42779	100.0	79.1	38.3	6.4	940764	33.3	11.4	2.9	0.8
G	360	151171	88.8	31.2	8.6	0.1	832372	23.3	4.2	0.7	0.2
H	600	268269	76.7	15.2	0.8	0.2	715274	13.2	1.3	0.3	0.1
<u>Bouwland</u>											
A	140	38360	100.0	89.7	55.1	24.9	707406	35.3	18.6	8.6	4.6
B	140	38360	99.0	85.1	48.0	16.7	707406	33.9	15.1	6.3	2.2
D1_GLG	140	38360	99.0	86.9	44.6	3.7	707406	31.2	15.0	5.8	1.7
D1_GLG1m	140	38360	96.3	76.0	41.9	2.8	707406	22.4	8.8	3.2	0.8
D2	360	93392	98.2	80.9	32.1	5.3	652374	26.3	9.3	2.7	0.6
E	360	93392	97.5	78.1	23.6	0.7	652374	24.6	6.1	1.3	0.2
F	140	38360	99.0	86.9	44.6	7.0	707406	31.7	15.1	5.8	1.7
G	360	93392	97.5	78.4	22.2	0.5	652374	24.3	6.1	1.3	0.1
H	600	130355	96.1	71.4	19.8	0.2	615411	18.1	2.5	0.3	0.1
<u>Maïsland</u>											
A	140	32135	100.0	99.7	99.7	97.4	188920	83.2	73.2	59.6	48.3
B	140	32135	100.0	96.6	90.6	82.6	188920	75.6	54.4	36.1	20.0
D1_GLG	140	32135	99.5	95.2	76.8	45.5	188920	72.5	51.3	34.1	14.6
D1_GLG1m	140	32135	98.1	84.8	63.0	33.9	188920	53.4	33.2	22.3	7.6
D2	360	76015	98.3	83.9	53.0	21.8	145040	64.9	40.1	24.8	10.9
E	360	76015	98.5	79.3	39.1	15.4	145040	58.5	31.8	14.4	5.7
F	140	32135	99.5	95.2	76.8	46.9	188920	72.5	51.2	34.1	14.3
G	360	76015	98.5	78.6	39.0	15.4	145040	58.4	31.5	13.8	5.7
H	600	123467	96.4	74.8	36.6	12.7	97588	39.1	9.0	2.7	0.3



Figuur 5.2.3 Berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op GLG-niveau in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), bij de varianten A, B, D1 en H. De nitraatconcentraties zijn weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5% en 95% percentielwaarden, als maat voor de spreiding (verticale lijnen rondom het gemiddelde).

Figuur 5.2.3 laat zien dat naarmate de grondwatertrap (Gt) hoger is (oftewel hoe dieper de grondwaterspiegel), des te hoger is de gemiddelde nitraatconcentratie en ook des te groter de variatie in nitraatconcentratie. Bij Gt I is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater nagenoeg nul, ongeacht de variant van verliesnormen. Bij toenemende Gt nemen stikstofverliezen door denitrificatie af, waardoor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater geleidelijk toeneemt. Effecten van varianten op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater komen vooral tot uiting bij Gt VI, Gt VII en Gt VII*. De scherpere varianten D en H resulteren bij deze GT's in sterk verminderde nitraatconcentraties.

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater wordt ook beïnvloed door de grondsoort (figuur 5.2.3). Het nitraatconcentratie in het bovenste grondwater neemt af in de volgorde zandgronden ~ lössgronden ~ dalgronden > kleigronden > veengronden, bij overigens gelijke omstandigheden (netto bodembelasting, grondwatertrap). Deze volgorde hangt samen met een toename in denitrificatie in omgekeerde volgorde. Aanscherping van verliesnormen resulteert vooral op zandgronden, lössgronden en dalgronden in een daling van het nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Opgemerkt moet worden dat grondsoort, zoals hier gedefinieerd (zand, klei en veen), verstrengd is met grondwatertrap. Zandgronden en lössgronden hebben gemiddeld genomen een hogere Gt (diepe grondwaterstanden) dan kleigronden en veengronden.

Naast de grondwatertrap en de grondsoort wordt de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater ook beïnvloed door het landgebruik (figuur 5.2.3). Bij bouwland is het effect van varianten van verliesnormen vrij gering, omdat de netto-belasting van de bodem met stikstof matig verschilt tussen de varianten (zie Tabel 4.4.3: aanvoer-minus-opname). Aanscherping van verliesnormen heeft een veel groter effect op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van grasland dan van bouwland. Dit geldt ook voor maïsland. De afname (in %) van het areaal landbouwgronden met meer dan 50 mg nitraat per liter in het bovenste grondwater is dan ook veel sterker bij toepassing van scherpere verliesnormen op grasland (Tabel 5.2.4) dan op bouwland.

In de evaluatie van het mestbeleid wordt speciale aandacht besteed aan de gronden die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling ('droge zandgronden'). In figuur 5.2.3 zijn voor elke variant de gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater per combinatie van grondsoort, grondwatertrap en landgebruik aangegeven. Voor zandgronden betekent dit dat per grondwatertrap zowel de resultaten van aangewezen (droge) zandgronden (met een lage stikstofverliesnorm) als niet-aangewezen zandgronden (met een hogere stikstofverliesnorm) per grondwatertrap zijn samengenomen. Teneinde vast te kunnen stellen in welke mate grondwatertrap VI en VII/VII* binnen de zandgronden de MTR-waarde voor nitraat in het bovenste grondwater overschrijdt, is speciaal voor deze groep een nadere analyse uitgevoerd van de berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Het betreft hier dus de resultaten van zandgronden met een specifieke grondwatertrap die resp. wel en niet een verlaagde stikstofverliesnorm toegewezen hebben gekregen. Tabel 5.2.5 geeft hiervan de resultaten die vervolgens in figuur 5.2.4 ook grafisch zijn weergegeven.

Tabel 5.2.5 Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in aangewezen droge zandgronden (linker kolommen) en niet-aangewezen droge zandgronden (rechter kolommen) in 2030 (mg l⁻¹ NO₃) (incl. 50, 5 en 95 percentielwaarden) en de netto-bodemoverschotten (Nover) voor de verschillende varianten van verliesnormen (A tot en met H), opgesplitst naar landgebruik (grasland, bouwland, maïsland en alle landbouwgronden) en twee klassen van grondwatertrappen (VI en VII/VII*)

Variant		Aangewezen droge zandgronden							Niet-aangewezen droge zandgronden						
A 140000	Gt	Nover	Areaal	Nitraatconcentraties					Nover	Areaal	Nitaatconcentraties				
Gewas			(ha)	Gem.	50%	5%	95%			(ha)	Gem.	50%	5%	95%	
Totaal	VII, VII*	151	101456	149	150	59	249		161	255135	121	115	44	204	
Bouwl	VII, VII*	58	33713	87	87	40	142		58	70556	76	64	32	135	
Gras	VII, VII*	233	38814	166	168	90	217		218	134885	124	121	77	181	
Maïs	VII, VII*	148	28929	198	192	112	265		152	49694	177	172	101	249	
Totaal	VI	145	9528	116	89	38	203		177	155972	90	84	30	167	
Bouwl	VI	55	3275	66	58	38	96		59	22811	66	67	18	116	
Gras	VI	225	3290	111	88	6	161		219	91280	79	74	30	141	
Maïs	VI	156	2963	177	173	50	203		151	41881	127	124	60	200	
B 140000															
Totaal	VII, VII*	99	101456	96	96	46	154		114	255135	78	69	39	133	
Bouwl	VII, VII*	51	33713	79	76	35	119		53	70556	69	61	24	116	
Gras	VII, VII*	154	38814	86	86	45	117		157	134885	72	66	41	125	
Maïs	VII, VII*	81	28929	130	133	51	168		86	49694	107	105	60	150	
Totaal	VI	90	9528	73	59	24	119		122	155972	56	51	18	107	
Bouwl	VI	50	3275	61	55	38	91		52	22811	60	60	18	95	
Gras	VI	140	3290	55	42	24	88		156	91280	47	40	17	106	
Maïs	VI	78	2963	108	109	34	124		85	41881	73	72	29	111	
D1_140000															
Totaal	VII, VII*	77	101456	79	79	41	120		99	255135	68	59	33	122	
Bouwl	VII, VII*	45	33713	75	73	38	99		48	70556	67	61	24	110	
Gras	VII, VII*	123	38814	70	70	38	99		134	134885	56	51	32	99	
Maïs	VII, VII*	52	28929	97	98	50	130		77	49694	101	95	55	143	
Totaal	VI	70	9528	60	54	25	83		103	155972	48	41	17	94	
Bouwl	VI	43	3275	57	53	37	72		46	22811	58	61	17	90	
Gras	VI	113	3290	47	39	7	67		131	91280	37	31	13	80	
Maïs	VI	53	2963	77	66	25	83		77	41881	68	66	26	110	
D2_360000															
totaal	VII, VII*	81	231656	69	66	37	110		99	124935	67	54	29	131	
bouwl	VII, VII*	46	73163	71	67	37	103		48	31106	62	49	22	105	
gras	VII, VII*	118	108184	58	53	34	88		132	65515	54	50	29	100	
maïs	VII, VII*	52	50309	89	85	49	129		77	28314	100	94	47	141	
totaal	VI	82	71942	50	48	18	85		105	93558	42	33	14	88	
bouwl	VI	42	13995	58	56	28	80		45	12091	52	52	15	87	
gras	VI	113	37098	39	37	16	69		129	57472	32	29	12	68	
maïs	VI	54	20849	64	60	33	94		77	23995	61	58	20	89	

Tabel 5.2.5 (vervolg) Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in aangewezen droge zandgronden (linker kolommen) en niet-aangewezen droge zandgronden (rechter kolommen) in 2030 (mg l⁻¹ NO₃) (incl. 50, 5 en 95 percentielwaarden) en de netto-bodemoverschotten (Nover) voor de verschillende varianten van verliesnormen (A tot en met H), opgesplitst naar landgebruik (grasland, bouwland, maïsland en alle landbouwgronden) en twee klassen van grondwatertrappen (VI en VII/VII*)

Variant	Gt	Aangewezen droge zandgronden							Niet-aangewezen droge zandgronden						
		Nover	Areaal	Nitraatconcentratie					Nover	Areaal	Nitraatconcentratie				
Gewas			(ha)	Gem. 50%	5%	95%				(ha)	Gem. 50%	5%	95%		
E_360000															
Totaal	VII, VII*	68	231656	62	60	33	100		81	124935	57	48	27	107	
Bouwl	VII, VII*	45	73163	66	65	37	91		44	31106	55	48	20	92	
Gras	VII, VII*	93	108184	49	43	31	88		112	65515	47	44	27	74	
Maïs	VII, VII*	46	50309	81	76	45	118		53	28314	82	80	41	120	
Totaal	VI	66	71942	45	43	17	79		85	93558	36	30	14	70	
Bouwl	VI	40	13995	52	53	28	73		39	12091	44	39	15	69	
Gras	VI	86	37098	34	31	15	56		109	57472	28	26	12	48	
Maïs	VI	47	20849	59	54	31	91		52	23995	50	49	18	75	
F_140000															
Totaal	VII, VII*	77	101456	79	79	41	119		100	255135	68	60	33	123	
Bouwl	VII, VII*	45	33713	75	73	38	100		49	70556	68	62	25	110	
Gras	VII, VII*	123	38814	70	70	38	100		134	134885	56	51	32	97	
Maïs	VII, VII*	52	28929	97	98	50	130		77	49694	101	96	55	143	
Totaal	VI	70	9528	60	55	25	82		104	155972	48	41	16	94	
Bouwl	VI	42	3275	57	53	36	73		47	22811	59	61	17	92	
Gras	VI	113	3290	47	39	7	68		131	91280	37	31	13	80	
Maïs	VI	53	2963	77	66	25	82		77	41881	68	66	26	110	
G_360000															
Totaal	VII, VII*	68	231656	61	61	32	100		81	124935	57	48	26	106	
Bouwl	VII, VII*	44	73163	66	64	37	92		45	31106	55	51	23	92	
Gras	VII, VII*	94	108184	49	42	31	87		112	65515	47	44	27	73	
maïs	VII, VII*	46	50309	81	75	45	118		52	28314	82	79	40	119	
totaal	VI	66	71942	44	42	17	79		85	93558	35	30	14	70	
bouwl	VI	40	13995	52	52	28	72		40	12091	44	40	15	69	
gras	VI	87	37098	34	30	15	55		109	57472	28	25	12	48	
maïs	VI	47	20849	59	54	31	91		51	23995	50	49	18	74	
H_600000															
totaal	VII, VII*	65	356591	56	52	27	99								
bouwl	VII, VII*	41	104269	62	32	22	38								
gras	VII, VII*	90	173699	42	37	23	50								
maïs	VII, VII*	43	78623	78	31	22	35								
totaal	VI	63	165500	35	30	14	70								
bouwl	VI	35	26086	47	49	17	68								
gras	VI	80	94570	24	23	12	40								
maïs	VI	44	44844	52	49	20	85								

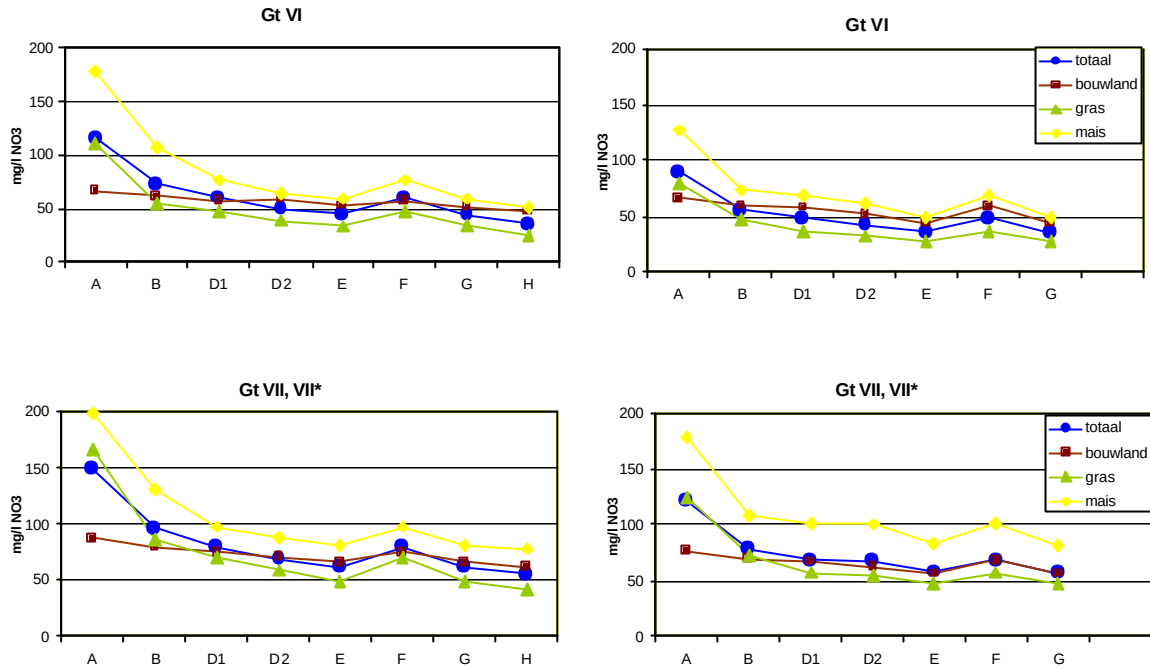


Fig. 5.2.4 Gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3$) in 2030 in zandgronden voor de verschillende varianten van verliesnormen voor aangewezen droge zandgronden (linker figuren) en niet-aangewezen droge zandgronden (rechter figuren), uitgesplitst naar landgebruik (grasland, bouwland, maisland en alle landbouwgronden) en twee klassen van grondwatertrappen (VI en VII/VII*)

Zowel bij aangewezen droge zandgronden als niet-aangewezen droge zandgronden (figuur 5.2.4) daalt de nitraatconcentratie bij aanscherping van de verliesnormen (van variant A naar H). Alleen bij variant F (met stikstofverliesnorm gelijk aan die van variant D1 (Tabel 2.1)) is de nitraatuitspoeling weer hoger. De verschillen tussen aangewezen droge zandgronden en niet-aangewezen droge zandgronden zijn relatief beperkt of anders dan in eerste instantie werd verwacht. Zo is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij niet-aangewezen droge zandgronden soms lager dan bij aangewezen droge zandgronden. Dit houdt verband met het feit dat de samenstelling in bodemeenheden verschilt tussen de aangewezen gronden en de niet-aangewezen gronden. Bij de varianten waarbij 140 000 ha droge zandgronden worden aangewezen, blijkt dat bij grondwatertrap VI en VII/VII* voor 60% enkeerdgronden zijn aangewezen. Daarentegen zijn bij de niet-aangewezen droge zandgronden voor 60% veldpodzolgronden aangewezen (zie aanhangsel 6, figuur A 6.2). Bij de varianten waarbij 360 000 ha droge zandgronden zijn aangewezen, zijn deze verschillen minder sterk (aanhangsel 6).

De samenstelling van de bodemeenheden bij deze twee groepen droge zandgronden is dus niet gelijk en ook niet bij de verschillende varianten van verliesnormen. Omdat de nitraatuitspoeling van een enkeerdgrond verschilt van die van een veldpodzol, is de interpretatie van de resultaten (bijvoorbeeld, verschil tussen aangewezen en niet-aangewezen zandgronden en verschil tussen de varianten van verliesnormen) complex. De verschillen in nitraatuitspoeling tussen de twee groepen droge zandgronden worden bijvoorbeeld veroorzaakt door het feit dat een enkeerdgrond een veel hoger percentage organische stof heeft, en dat daardoor meer stikstof mineraliseert en de mate van nitraatuitspoeling groter is. Dit is in fig 5.2.5

geïllustreerd voor een veldpodzolgrond en een enkeerdgrond, omdat dit de twee meest voorkomende bodemeenheden zijn binnen de zandgronden met GT VI en VII/VII*. Daarnaast worden de nitraatconcentraties sterk bepaald door de grondwatertrap en zijn de nitraatconcentraties bij zandgronden met een grondwatertrap VI duidelijk lager dan die bij zandgronden met een grondwatertrap VII en VII* (figuur 5.2.4).

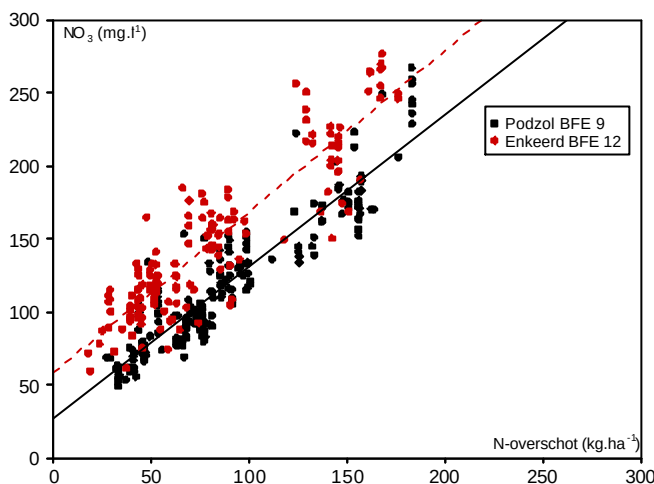
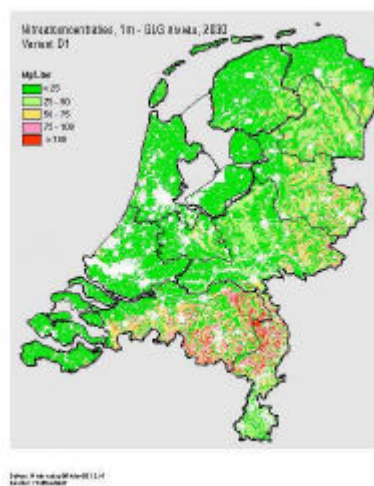
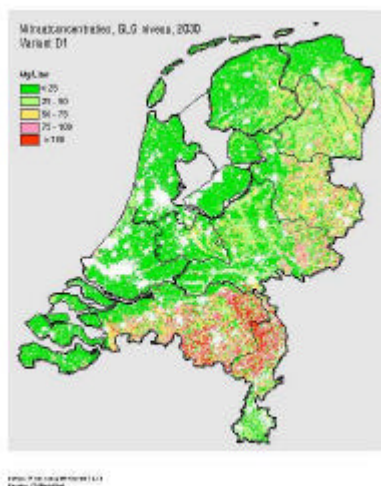


Fig. 5.2.5 Invloed van het netto-stikstofoverschot (oftewel, totale stikstofaanvoer via dierlijke mest en kunstmest (excl. ammoniakverliezen bij aanwending) minus netto stikstofafvoer via gewas) op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij maïsteelt op een podzolgrond en een enkeerdgrond, beiden met grondwatertrap VII of VII*.

Uit de modelberekeningen bleek ook dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater, gemiddeld over alle landbouwgronden, een factor 1.4 lager is op 1 meter beneden GLG (GLG – 1 m) dan op GLG-niveau (Tabel 5.2.2). Het ruimtelijk beeld van nitraatconcentraties bij variant D1 (Figuur 5.2.6) laat zien dat het areaal landbouwgrond met meer dan 50 mg nitraat per liter duidelijk kleiner is, indien de nitraatconcentratie in het grondwater op GLG – 1 m in plaats van op GLG-niveau wordt gebruikt (14% versus 21%; Tabel 5.2.1). Voor de droge zandgronden is het verschil slechts een factor 1.1, omdat in droge zandgronden minder denitrificatie optreedt. Bij de droge zandgronden daalt de gemiddelde nitraatconcentratie van 74 mg per liter op GLG-niveau tot 66 mg per liter op GLG – 1 m en tot 46 mg per liter op 13 meter onder maaiveld. Bij de overige zandgronden daalt de gemiddelde nitraatconcentratie van 51 mg per liter op GLG-niveau tot 37 mg per liter op GLG – 1 m (factor 1.4), en tot 27 mg per liter op 13 meter onder maaiveld.



Figuur 5.2.6 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op resp. GLG-niveau en GLG – 1 m bij variant D1.

5.2.2 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater

Figuur 5.2.7 toont het tijdsverloop van de totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Nederland vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor de verschillende varianten van verliesnormen. Figuur 5.2.8 geeft ook het verloop van de stikstofbelasting, maar dan uitgedrukt per hectare (beide verlopen op basis van het voortschrijdende gemiddelde; zie paragraaf 3.5). Figuur 5.2.9 geeft een ruimtelijk beeld van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Nederland voor een viertal varianten. In aanhangsel 10 wordt voor elke variant apart het verloop van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landelijke gebied (landbouwgronden en natuurgebieden) getoond (linker figuren). Zowel de totale vracht als de vracht per landgebruiksvorm is hier weergegeven. In aanhangsel 11 worden dezelfde resultaten voor elke variant weergegeven, maar nu uitgedrukt per hectare.

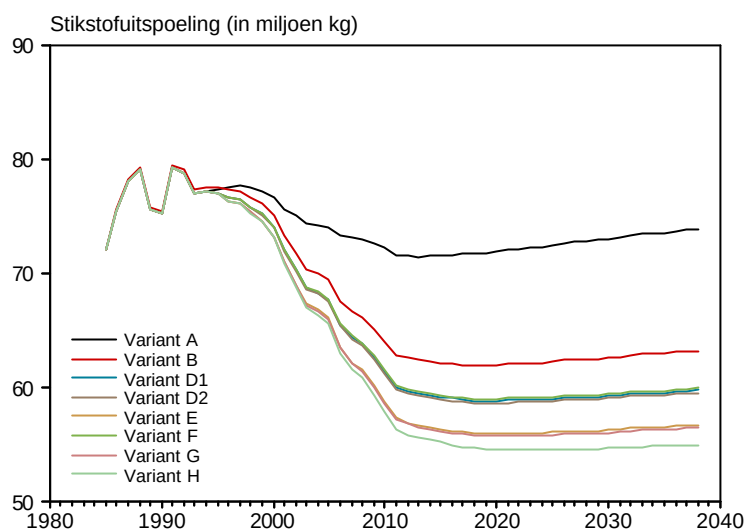


Fig. 5.2.7 Totale jaarlijkse stikstofbelasting van het oppervlaktewater in Nederland (miljoen kg) vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor verschillende varianten van verliesnormen

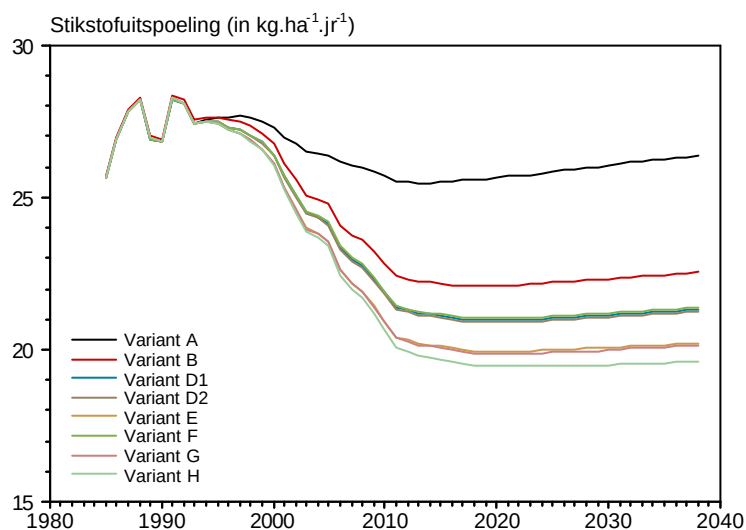


Fig. 5.2.8 Gemiddelde stikstofbelasting (berekend als voortschrijdend gemiddelde) van het oppervlaktewater in Nederland (kg ha⁻¹ j⁻¹) vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor verschillende varianten van verliesnormen

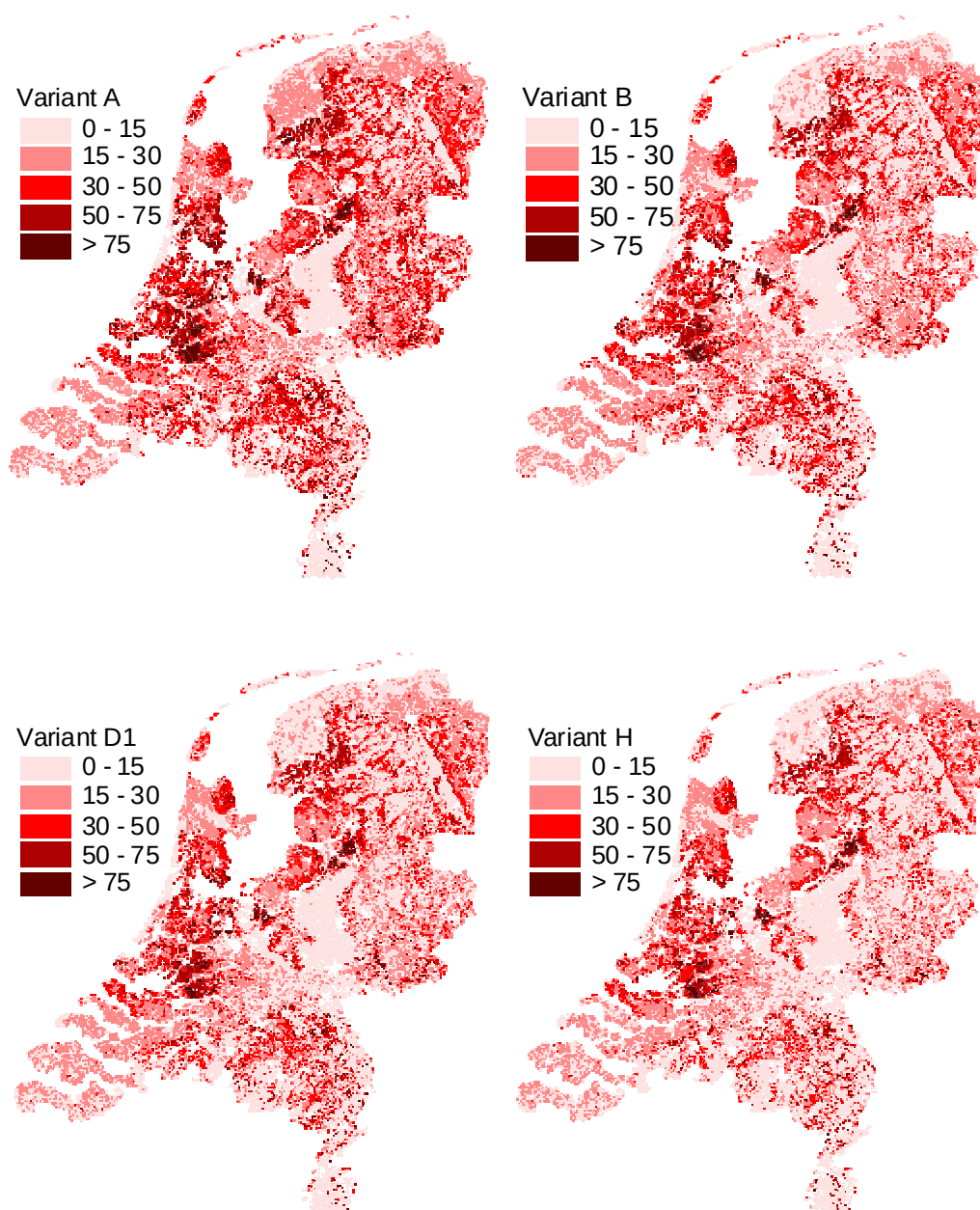


Fig. 5.2.9 Stikstofbelasting ($\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) van het oppervlaktewater in Nederland in 2030 voor varianten A, B, D1 en H

Aanscherping van verliesnormen leidt tot vermindering van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit de landbouw (Tabel 5.2.6). De relatieve vermindering van de belasting van het oppervlaktewater is echter minder groot dan de relatieve vermindering van de netto-belasting van de bodem (Tabel 4.4.3: aanvoer-minus-opname). Dit heeft vooral de volgende oorzaken:

- In 'laag' Nederland waar de afstroming naar en de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vooral van belang is, komen vrijwel geen droge zandgronden met extra aangescherpte verliesnormen voor.

- Een deel van de extra toegediende stikstof (in bijv. variant A t.o.v. variant D1 of H) accumuleert in de bodem (organische stof) en met name in grasland percelen, en resulteert niet in extra stikstofbelasting.
- Een deel van de extra toegediende stikstof (in bijv. variant A t.o.v. variant D1 of H) verdwijnt uit de bodem in de vorm van N_2 en N_2O (lachgas) door denitrificatie, en resulteert niet in extra stikstofbelasting.
- In 'laag' Nederland kan de bijdrage van kwelwater aan de stikstofbelasting van het oppervlaktewater aanzienlijk zijn, en deze belasting is identiek voor de verschillende varianten.

Aanscherping van verliesnormen voor stikstof van variant A naar variant B vermindert de belasting van het oppervlaktewater met circa 10 miljoen kg per jaar (Tabel 5.2.6). Verdere aanscherping van variant B naar variant D1 vermindert de belasting van het oppervlaktewater met circa 4 miljoen kg per jaar, en aanscherping van variant D1 naar de scherpste variant H ook met circa 4 miljoen kg per jaar.

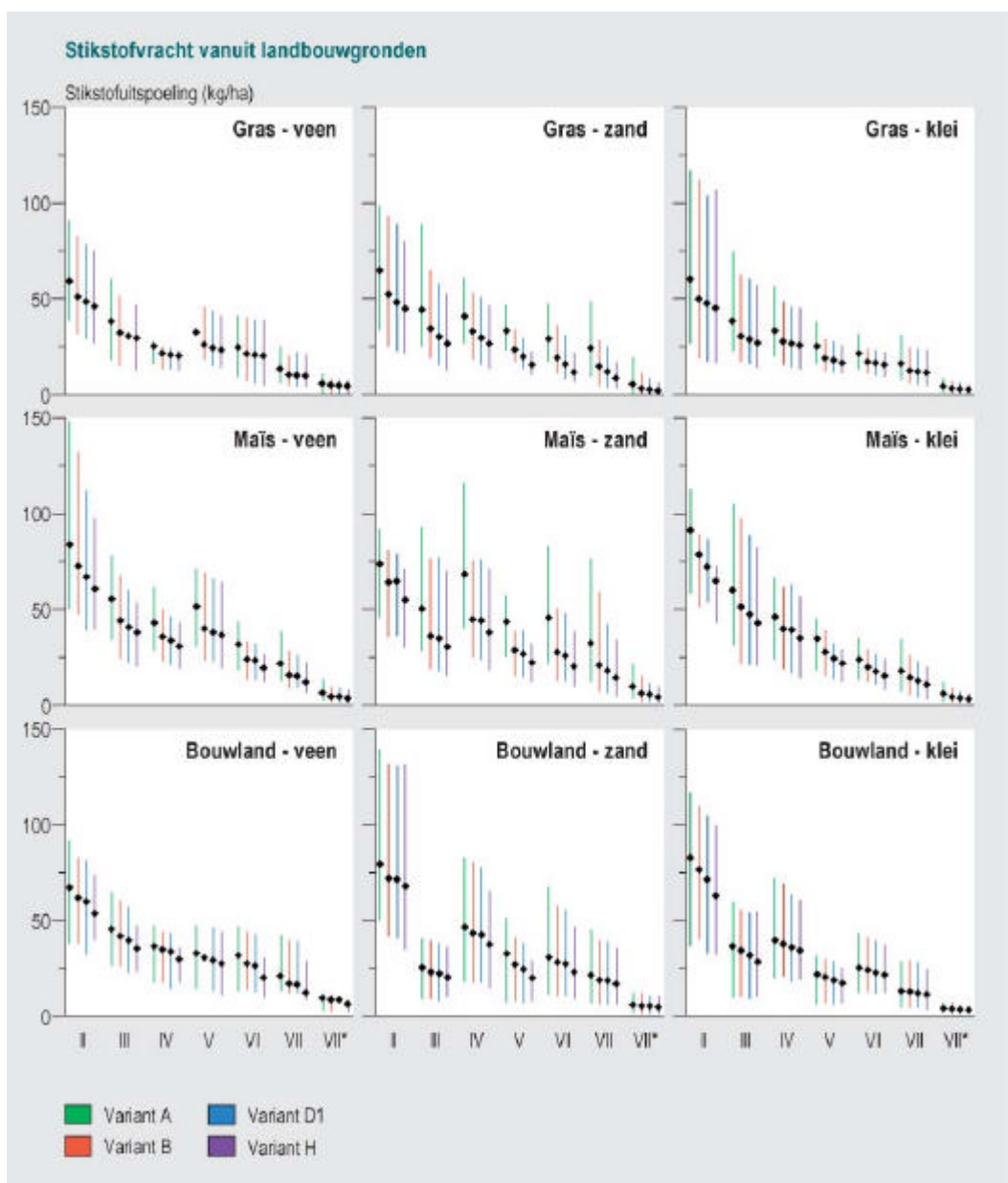
Tabel 5.2.6 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in 2030 voor de verschillende varianten van verliesnormen en de procentuele afname ten opzichte van de stikstofbelasting voor referentie variant A.

	Varianten							
	A	B	D1	D2	E	F	G	H
Stikstofbelasting, miljoen kg	61	51	47	47	45	48	45	43
Afname (%) t.o.v van variant A	-	16	23	23	28	21	28	30

Bij variant B (mestwet 2002) neemt de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden met circa 16% af ten opzichte van referentievariant A. Bij varianten D1 en D2 (mestwet 2003) en F (variant P-plus en N vergelijkbaar met D1 en D2) bedraagt de reductie circa 21-23% en bij de varianten E, G en H circa 28-30% ten opzichte van de referentievariant A. Deze percentages zijn gemiddelden voor geheel Nederland; regionaal komen echter grote verschillen voor (Figuur 5.2.9). Uit Figuren 5.2.7 en 5.2.8 blijkt dat de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden het sterkst afneemt in de periode 1995-2010. Daarna is een lichte stijging te zien als gevolg van het instellen van een nieuw evenwicht van de stikstofkringloop in de bodem.

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden wordt bepaald door de verliesnormen, de grondsoort en het landgebruik, en vooral ook door de hydrologische situatie (kwel en wegzijgingskarakteristieken en de wijze van ontwatering). De grondwatertrap (Gt) is een afgeleide hiervan. De totale stikstofbelasting is de resultante van de hoeveelheid bodemwater die afstroomt naar het oppervlaktewater (flux) en de concentraties van stikstof in dat water. Het neerslagoverschot en de kwel/wegzijgingsintensiteit bepalen in sterke mate deze afstromings-flux. De wijze van ontwatering bepaalt in sterke mate de ouderdom van het water dat uitstroomt. Bij diepe ontwatering (droge gronden), bijvoorbeeld, treedt voornamelijk 'oud' water uit de bodem (d.w.z. water met een lange verblijftijd in de bodem). In ondiep afstromend, 'jong' water worden de stikstofconcentraties, daarentegen, vooral beïnvloed door verliesnormen, grondsoort en landgebruik.

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is weergegeven voor een viertal varianten van verliesnormen (Figuur 5.2.10). De stikstofbelasting is in belangrijke mate gerelateerd aan de grondwatertrap (Gt) die representatief is voor de hydrologische situatie. De gemiddelde stikstofbelasting varieert tussen 50 en 100 kg per ha bij Gt I, II en III, en tussen 5 en 40 kg per ha per jaar bij Gt VI, VII en VII*. De hoge stikstofbelasting bij lage grondwatertrappen ('natte gronden') wordt mede veroorzaakt door nutriëntenrijke kwel uit de ondergrond in veel laaggelegen gebieden (met name polders). Daarbij komt dat in veengebieden door ontwatering het veen mineraliseert (en langzaam verdwijnt) en op deze wijze bijdraagt aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Deze hoge waarden voor de berekende stikstofbelasting bij lage grondwatertrappen worden ondersteund door de resultaten van een detail studie in de veenpolder Bergambacht. Hier heeft men vastgesteld dat 45 % en 31 % van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater veroorzaakt wordt door resp. mineralisatie van veen en kwel (Hendriks et al 2002; van Liere et al., 2002). De relatief geringe stikstofbelasting van het oppervlaktewater bij de droge gronden (grondwatertrap VI, VII en VII*) wordt veroorzaakt door het feit dat het bodemwater grotendeels wegzijgt naar de diepe ondergrond en dat daardoor weinig bodemwater afstroomt naar het oppervlaktewater.



Figuur 5.2.10. Stikstofbelasting ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde) voor de varianten A, B, D1 en H, als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland). De stikstofbelasting wordt weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan) als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

5.3 Fosfor

5.3.1 Fosfaatverzadiging

Bodems hebben een grote capaciteit om fosfaten in toegediende dierlijke mest en kunstmest vast te leggen. Als gevolg van de zeer hoge dierlijke mestdoseringen in het verleden en de resulterende grote fosfaatoverschotten is echter een groot deel van deze capaciteit om fosfaat in de bodem te binden, verbruikt. Gronden in Nederland, en met name de zandgronden, raakten met fosfaat verzadigd. In de periode 1950 – 2000 zijn de Nederlandse landbouwgronden verrijkt met gemiddeld 3800 kg P (ca 8700 kg P_2O_5) per ha (Boers et al., 1997). Regionaal komen echter grote verschillen voor.

Voor kalkarme zandgronden (in de mestoverschotgebieden) is vastgesteld dat bij een fosfaatverzadigingsgraad van *meer* dan 25% de fosforconcentratie in het ondiepe grondwater (gemiddelde hoogste grondwaterstand; GHG) op termijn boven de 0,15 mg P per liter komt (Van der Zee et al., 1990). Hierdoor doet zich in het najaar en het vroege voorjaar een verhoogde belasting van het oppervlaktewater met fosfaat voor. Bij een bodem die volledig met fosfaat verzadigd is tot aan de GHG ($FVG_{GHG} = 100\%$), kan de bodem geen extra fosfaat meer in de bovengrond binden. Het volledige fosfaatoverschot spoelt dan uit naar het ondiepe grondwater, waardoor de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater bij hoge grondwaterstanden sterk toeneemt.

De 25%-norm voor fosfaatverzadiging die voor kalkloze zandgronden is afgeleid, wordt in onderhavige modelstudie ook van toepassing verklaard op alle overige grondsoorten. Dit is echter discutabel omdat er indicaties zijn dat de procesparameters in bijvoorbeeld veengronden en kalkrijke zandgronden afwijken van die in kalkloze zandgronden (Schoumans en Lepelaar, 1995; Schoumans, 1999).

Bij alle varianten neemt de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem verder toe, behalve bij variant H. De toename is afhankelijk van de fosfaatverliesnorm, van de hoogte van de forfaitaire fosfaatafvoer en van het al dan niet opnemen van kunstmestfosfaat in de verliesnorm. Hoe hoger de fosfaatverliesnorm en de kunstmestfosfaatgift, hoe sneller de fosfaatverzadigingsgraad toeneemt. Voor het jaar 2000 ('huidige situatie') is berekend dat ca. 79% van het areaal landbouw op zandgronden een fosfaatverzadigingsgraad (FVG) van 25% of meer heeft, en ca. 29% een FVG van 50% of meer. Voor de kleigronden worden deze arealen geschat op respectievelijk 74 en 6% en voor veengronden op respectievelijk 75 en 23%.

In Tabel 5.3.1 is aangegeven hoeveel fosfaat zich tijdens de perioden 2000-2030 en 2000-2100 nog extra in de bodem ophoopt voor de vier varianten die verschillen in fosfaatverliesnorm. Bij variant B is de berekende netto-belasting van de bodem gemiddeld 33 kg P_2O_5 per ha per jaar (Tabel 4.4.4). De cumulatieve accumulatie is dan 990 kg P_2O_5 per ha in de periode 2000-2030 en 3300 kg P_2O_5 per ha in de periode 2000-2100. De mogelijke ophoping is echter een factor 2 hoger (bij 'opvullen' van de verliesnormen). Bij varianten D, en vooral bij varianten F/G en H

is de ophoping veel geringer (Tabel 5.3.1), en neemt de mate van fosfaatverzadiging van de bodem minder snel toe dan bij variant B.

Tabel 5.3.1. Ophoping van fosfaat in de bodem in de perioden 2000-2030 en 2000-2100 voor de verschillende varianten van verliesnormen. Resultaten van varianten C, D1, D2 en E zijn samengevoegd en worden gepresenteerd als "variant D".

Varianten	Ophoping van fosfaat in de bodem, kg P ₂ O ₅ per ha	
	Periode 2000-2030	Periode 2000-2100
B	990	3300
D	780	2600
F/G	390	1300
H	180	600

Tabel 5.3.2 geeft voor de varianten, die verschillen qua fosfaatverliesnorm, het areaal landbouwgrond dat naar verwachting in 2030 in een bepaalde fosfaatverzadigingsklasse zal vallen. Bij variant B zal in het jaar 2030 circa 80% van het landbouwareaal op zandgronden een fosfaatverzadigingsgraad (FVG) bezitten van 25% of meer en 36% van dit areaal een FVG van 50% of meer (Tabel 5.3.2). Vooral het areaal met een FVG van 50% of meer neemt toe. Van de kleigronden en veengronden verschuiven niet veel gronden naar een hogere fosfaatverzadigingsklasse als gevolg van de bemesting in de periode 2000-2030. Bij variant D heeft in 2030 circa 80% van het landbouwareaal op zandgronden een FVG van 25% of meer en 34% een FVG van 50% of meer. Bij variant H vindt geen noemenswaardige accumulatie van fosfaat in de bodem plaats, omdat de netto-belasting van de bodem van vergelijkbare orde is als het verlies door uitspoeling naar het oppervlaktewater. Het areaal met een FVG >50% neemt daardoor zelfs iets af (van 29% in de huidige situatie naar 27.6% in 2030). Dit kan verklaard worden uit het feit dat bij deze hoge fosfaatverzadigingsgraad meer fosfaat uitspoelt dan via bemesting wordt aangevoerd. Voor alle varianten is berekend dat het areaal zeer sterk fosfaatverzadigde gronden (FVG > 75%) lager dan 2% is.

Tabel 5.3.2 Oppervlakte van het landbouwareaal op zandgronden, kleigronden en veengronden met een fosfaatverzadigingsgraad (FVG) van < 25% (niet fosfaat verzadigd), 25-50% (fosfaat verzadigd), 50-75% (sterk fosfaat verzadigd) en >75% (zeer sterk fosfaat verzadigd) in het jaar 2030 voor de verschillende varianten. Oppervlaktes zijn gegeven als percentage van het areaal landbouwgrond op zandgronden, kleigronden en veengronden. Resultaten van varianten C, D1, D2 en E zijn samengevoegd en worden gepresenteerd als "variant D".

FVG, %	Areaal landbouwgrond, %											
	Zandgronden				Kleigronden				Veengronden			
	A	B	D	H	A	B	D	H	A	B	D	H
<25	19.6	19.8	20.1	21.0	21.1	22.6	21.7	27.5	35.3	37.7	33.1	46.4
25-50	43.1	43.9	45.8	51.1	72.7	69.9	71.8	69.3	44.0	38.6	46.8	37.1
50-75	36.0	35.5	33.5	27.6	6.0	7.4	6.3	3.0	19.5	23.7	18.8	15.3
>75	1.2	0.7	0.6	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2	1.2	0.1	1.3	1.2

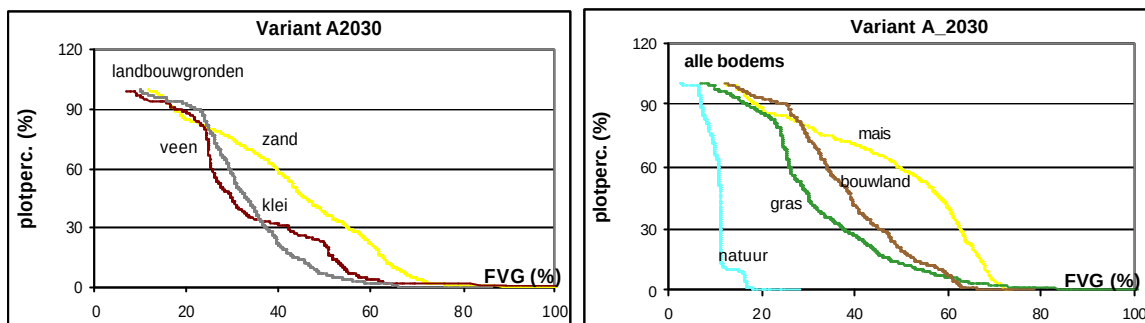
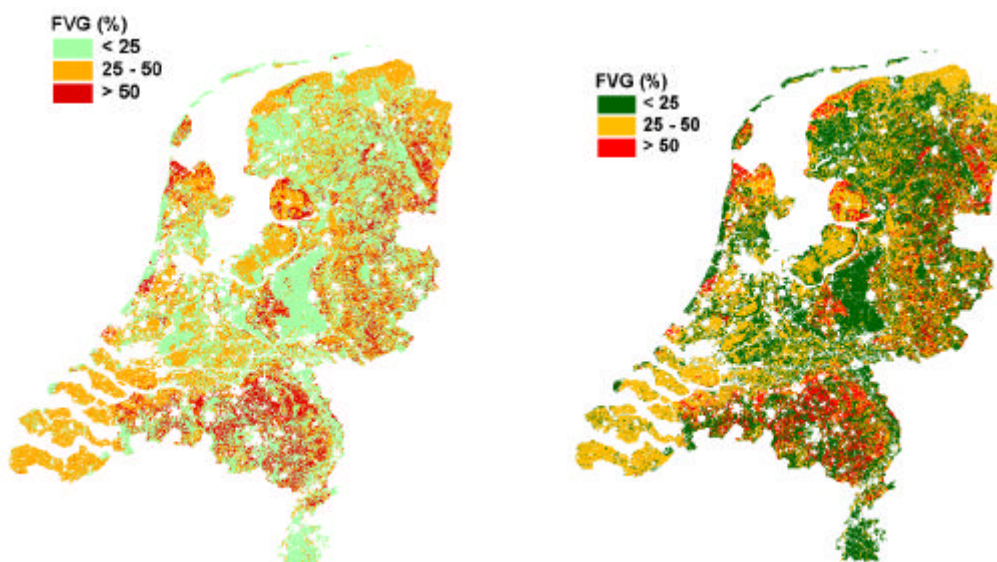


Fig. 5.3.1 Cumulatieve verdeling van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodems in Nederland in 2030 voor variant A opgesplitst naar grondsoorten (links) en naar landgebruik (rechts)

Figuur 5.3.1 toont de verdeling van de fosfaatverzadigingsgraad in 2030 zoals deze voor variant A is berekend. Hierbij is zowel een opsplitsing gemaakt naar grondsoort (linker figuur) als naar landgebruik (rechter figuur; alle gronden). Figuur 5.3.1 laat zien dat in 2030 een groot areaal veengronden (ca. 30%) rondom de 25% norm voor fosfaatverzadiging ligt en dat ook een groot areaal (ca. 20%) sterk fosfaatverzadigd is. In de kleigronden komt sterke fosfaatverzadiging weinig voor, terwijl dit in zandgronden wel vaak het geval is (zie lineaire verloop). De vorm van deze curves wordt grotendeels bepaald door de mate waarin in het verleden is bemest op de verschillende gronden. In deze studie is deze historische bemesting gebaseerd op de gegevens zoals deze ook in de Watersysteemverkenningen zijn gehanteerd (Boers et al., 1997), en welke later ook in de Milieuverkenningen zijn gebruikt. Met name op maïsgronden is in het verleden relatief veel dierlijke mest terecht gekomen (fig. 4.1.2), omdat de teelt van maïs geen nadelige effecten ondervindt van hoge dierlijke mestgiftten. Dit blijkt ook uit de verdeling van de fosfaatverzadigingsgraad zoals deze voor maïsgronden wordt gevonden (Figuur 5.3.1 rechter deel). Echter ook voor bouwland zijn relatief hoge fosfaatoverschotten berekend als gevolg van hoge kunstmestgiftten, waardoor ook deze gronden een hoge fosfaatverzadigingsgraad bezitten.



Figuur 5.3.2. Fosfaatverzadigingsgraad van de bodems in Nederland in 2030 voor variant A (links) en D1 (rechts).

Figuur 5.3.2 geeft een ruimtelijk beeld van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodems in Nederland in 2030 voor varianten A en D1. Zogenoemde ‘hot spots’ met een fosfaatverzadigingsgraad van meer dan 50% komen vooral voor in de oostelijke en zuidelijke zandgebieden. Dit betreft met name de lager gelegen zandgronden in beekdalen, waar in het verleden grote hoeveelheden dierlijke mest zijn opgebracht. Deze ‘hot spots’ komen iets minder vaak voor bij variant D1 dan bij variant A.

5.3.2 Fosforbelasting van het oppervlaktewater

Figuur 5.3.3 toont het tijdsverloop van de totale fosforbelasting van het oppervlaktewater in Nederland vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor de verschillende varianten van verliesnormen. Figuur 5.3.4 laat dit zelfde verloop van de fosforbelasting zien, maar dan uitgedrukt per hectare (beiden als voortschrijdende gemiddelde; zie paragraaf 3.5). Figuur 5.3.5 geeft een ruimtelijk beeld van de fosforbelasting van het oppervlaktewater in Nederland voor een viertal varianten. In aanhangsel 10 wordt voor elke variant apart het tijdsverloop van de fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landelijke gebied (landbouwgronden en natuurgebieden) getoond (rechter figuren). Zowel de totale vracht als de vracht per landgebruiksvorm is hier weergegeven. In aanhangsel 11 worden dezelfde resultaten voor elke variant weergegeven, maar nu uitgedrukt per hectare.

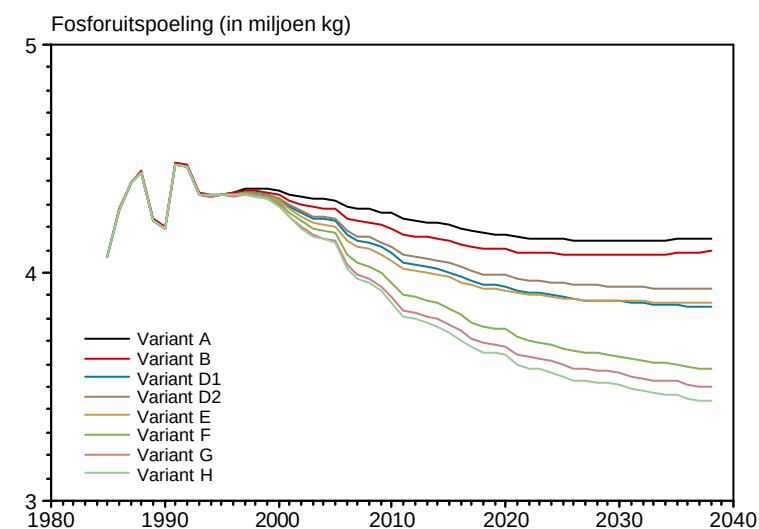


Fig. 5.3.3 Totale jaarlijkse fosforbelasting van het oppervlaktewater in Nederland (miljoen kg P) vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor verschillende varianten van verliesnormen

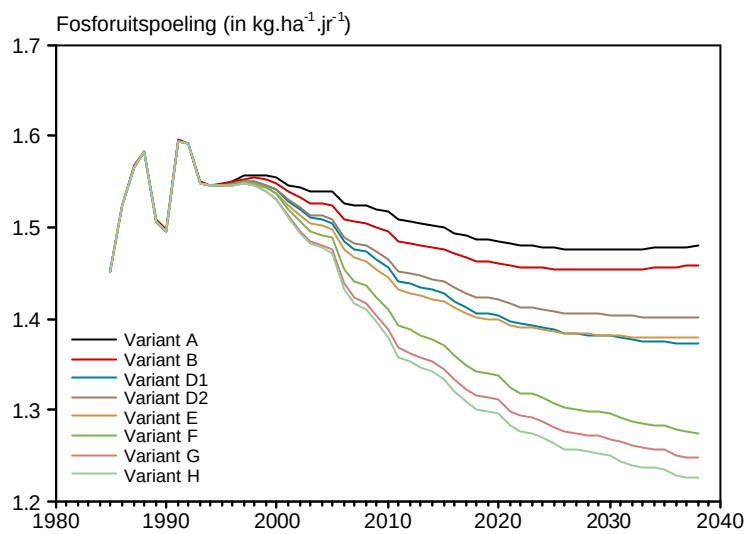


Fig. 5.3.4 Gemiddelde fosforbelasting (berekend als voortschrijdend gemiddelde) van het oppervlaktewater in Nederland ($\text{kg P ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) vanuit landbouwgronden en natuurgebieden voor verschillende varianten van verliesnormen

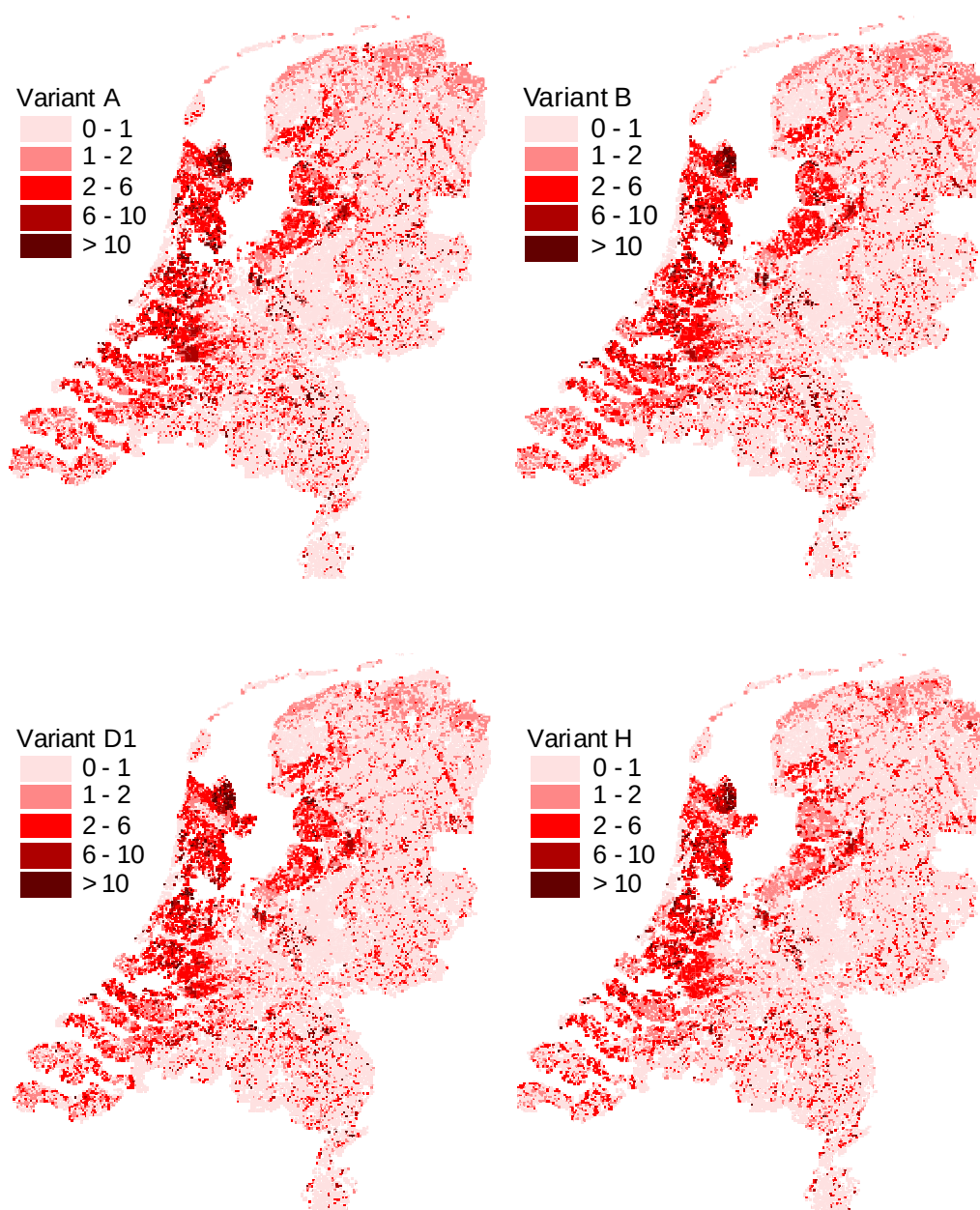


Fig 5.3.5 Fosforbelasting ($\text{kg P ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) van het oppervlaktewater in 2030 in Nederland voor varianten A, B, D1 en H

Aanscherping van de verliesnormen voor fosfaat geeft voor de meeste varianten een beperkte en zeer geleidelijke afname van de fosforbelasting van het oppervlaktewater (figuren 5.3.3 en 5.3.4). De belasting van het oppervlaktewater met fosfaat uit landbouwgronden blijkt in beperkte mate bepaald te worden door de verliesnorm (bij doorgerekende varianten afnemend van 40 naar 1 $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ (Tabel 2.1)), en vooral door de vaak hoge fosfaatverzadigingsgraad van de bodem (als resultaat van de vaak overmatige historische bemesting) en door de hydrologische situatie (grondwatertrap en kwelintensiteit en -kwaliteit). In 'laag' Nederland is de bijdrage

van kwel aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vaak aanzienlijk. Deze kwelbijdrage is identiek voor de verschillende varianten van verliesnormen. Hierdoor zijn de effecten van de verschillende varianten op de reductie van de fosforbelasting van het oppervlaktewater op de lange termijn (2030) beperkt (Tabel 5.3.3). Het fosfaatoverschot dat verschilt tussen de varianten, bepaalt echter wel de snelheid waarmee de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem verandert (d.w.z. toenemend voor de verschillende varianten met uitzondering van variant H) en daarmee de toekomstige belasting van het oppervlaktewater.

Tabel 5.3.3 Fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in 2030 voor de verschillende varianten van verliesnormen en de procentuele afname ten opzichte van de fosfaatbelasting voor referentievariant A.

	Varianten							
	A	B	D1	D2	E	F	G	H
Fosforbelasting, miljoen kg jaar ⁻¹	3,8	3,7	3,5	3,6	3,5	3,3	3,2	3,2
Afname (%) t.o.v variant A	-	2,6	8,3	5,5	8,3	13,2	15,8	15,8

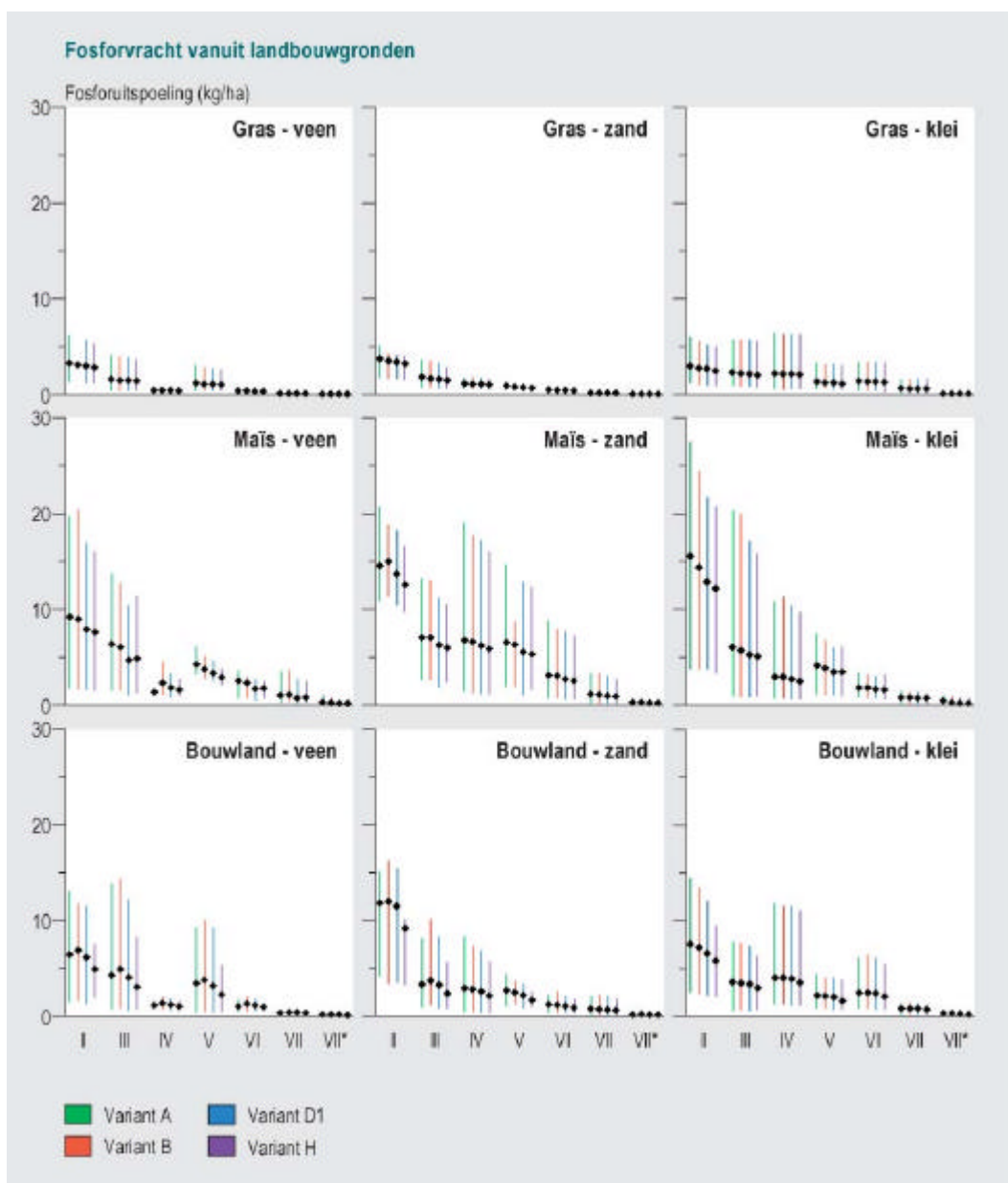
Bij variant B (mestwet 2002) neemt de belasting van het oppervlaktewater met fosfor vanuit landbouwgronden op termijn (jaar 2030) af met 2,6% ten opzichte van referentievariant A (Tabel 5.3.3). Bij varianten D1, D2 (mestwet 2003) en E (variant N-plus) bedraagt de reductie van de fosforbelasting van het oppervlaktewater circa 5,5-8,3% en bij de varianten F, G en H varieert deze van 13,2 tot 15,8%. Deze percentages zijn gemiddelden voor geheel Nederland; regionaal komen echter verschillen voor (Figuur 5.3.5). Hieruit blijkt dat aanscherping van de verliesnormen resulteert in een beperkte afname van de fosforbelasting van het oppervlaktewater.

Regionale verschillen in fosforbelasting worden vooral veroorzaakt door ruimtelijke variatie in hydrologie (grondwaterstand en kwel) en fosfaatverzadiging van de bodem. Deze fosfaatverzadiging is bepaald door de historische bemesting en is daarom in belangrijke mate gerelateerd aan bodemtype en landgebruik (paragraaf 5.3.1: vaak sterke fosfaatverzadiging bij maïsteelt en op zandgronden). Verschillen in fosforbelasting tussen jaren zijn vaak groot (tot factor 2; zie aanhangsels 10 en 11) door verschillen in weersomstandigheden (neerslagverdeling en neerslagoverschot) en hydrologie. In de poldergebieden van laag Nederland (West-Nederland) worden relatief hoge fosforbelastingen van het oppervlaktewater berekend (figuur 5.3.5) ondanks dat de fosfaatverzadigingsgraad in klei- en veengronden veel lager is dan in bijvoorbeeld zandgronden (Figuur 5.3.1). Deze hoge fosforbelasting wordt voor een groot deel bepaald door de hoge kwelintensiteit waarin relatief hoge fosforconcentraties voorkomen (2 - 3 mg/l P), en door de mineralisatie van veen als gevolg van ontwatering. Daarnaast bevindt de grondwaterstand in West-Nederland zich in najaar en vroege voorjaar op een geringe diepte in de bodem (zie GHG kaart van Nederland (aanhangel 4)) en komen een groot aantal greppels voor, waardoor relatief veel water ondiep door de bodem afstroomt naar het oppervlaktewater. Deze hoge waarden voor de berekende fosforbelasting in West-Nederland als gevolg van kwel en veenmineralisatie, worden ondersteund door resultaten van een detail studie in de veenpolder Bergambacht (Hendriks et al 2002; van Liere et al., 2002).

De fosforbelasting van het oppervlaktewater, uitgesplitst naar grondsoort, landgebruik en Gt, is weergegeven voor een viertal varianten in Figuur 5.3.6. De

fosforbelasting is in belangrijke mate gerelateerd aan de grondwatertrap (Gt) die representatief is voor de hydrologische situatie. De gemiddelde fosforbelasting varieert veelal tussen 5 en 15 kg per ha bij Gt I, II en III, en tussen 0 en 3 kg per ha per jaar bij Gt VI, VII en VII*. De relatief lage fosforbelasting van het oppervlaktewater bij de droge gronden (grondwatertrap VI, VII en VII*) wordt veroorzaakt door het feit dat het bodemwater grotendeels wegzijgt naar de diepe ondergrond, en dat daardoor een groot deel van het uitspoelend fosfaat in de ondergrond wordt vastgelegd. Daarnaast stroomt vanuit droge gronden relatief weinig bodemwater af naar het oppervlaktewater, waardoor de totale fosforbelasting ook laag blijft. Zoals al eerder besproken is (paragraaf 5.3.1), is er een duidelijk verband tussen enerzijds grondsoort en landgebruik en anderzijds de mate van fosfaatverzadiging van de bodem en daarmee de fosforbelasting van het oppervlaktewater.

Hydrologische maatregelen, die bijvoorbeeld in het kader van natuurontwikkeling en uitwerking van anti-verdrogingsmaatregelen (“vernatting”) worden genomen, kunnen leiden tot forse veranderingen van de fosforbelasting van het oppervlaktewater. Figuur 5.3.6 laat zien dat vernatting resulteert in een aanzienlijke verhoging van de fosforbelasting. Deze sterk verhoogde fosforbelasting doet zich voor bij alle landgebruik- en bodemtypen. Varianten van verliesnormen beïnvloeden vooral de ophoping van fosfaat in de bodem, en daarmee de mogelijkheden voor ontwikkeling van natte natuur in de toekomst.



Figuur 5.3.6. Fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in 2030 (voortschrijdend 15-jaarsgemiddelde), als functie van grondwatertrap (Gt), grondsoort (veengronden, zandgronden en kleigronden) en landgebruik (grasland, maïsland en bouwland), voor de varianten A, B, D1 en H. De fosforbelasting wordt weergegeven als gemiddelde (bolletje) en als 5- en 95-percentielwaarden (verticale lijnen rondom de mediaan) als maat voor de variatie binnen een combinatie van landgebruik-grondsoort-Gt.

6 Conclusies

- De lange termijneffecten van verschillende verliesnormen op de nutriëntenbelasting van het grondwater en oppervlaktewater in Nederland kunnen met het modelinstrumentarium STONE gekwantificeerd worden. De STONE resultaten tonen de grote variatie in nutriëntenbelasting in afhankelijkheid van de landelijke variatie in grondsoort, landgebruik en hydrologie en de consequenties van toepassing van de verschillende verliesnormen voor de nutriëntenbelasting.
- Het verschil tussen aanvoer van nutriënten (excl. ammoniakdepositie en na aftrek van ammoniakverliezen bij mestaanwending) en de afvoer van nutriënten via het gewas is een goede maat voor het nutriëntenoverschot dat in de bodem achterblijft en kan uitspoelen. Dit overschot, aangeduid met de term 'aanvoer-minus-afvoer', ligt voor stikstof over het algemeen 25 tot 50 kg N per ha lager dan de verliesnorm. Dit wordt veroorzaakt door gasvormige verliezen uit stallen en mestopslag en gasvormige verliezen uit uitgereden mest.
- De aanvoer-minus-afvoer voor fosfaat is voor gras- en maïsland over het algemeen 5 tot 30 kg P_2O_5 per ha hoger dan de verliesnorm, omdat in de meeste verliesnorm-varianten fosfaat in kunstmest niet wordt meegerekend in de verliesnorm. Voor bouwland is dit verschil met de verliesnorm lager en varieert van -20 tot +15 kg P_2O_5 per ha.
- Aanscherping van stikstofverliesnormen leidt tot een verbetering van de kwaliteit van het grondwater. Bij de referentievariant A (niveau 1998) wordt op termijn (jaar 2030) de MTR-waarde voor nitraat in het bovenste grondwater (50 mg NO_3 per liter) in 33% van het landbouwareaal in Nederland overschreden. Bij de scherpste variant H (met laagste stikstofverliesnorm en grootste areaal aan aangewezen droge zandgronden (600 000 ha)) doet deze overschrijding zich voor in 13% van het landbouwareaal. Het zijn met name de droge zandgronden met grondwatertrap VII en VII* en ten dele VI, waar de MTR-waarde nog wordt overschreden.
- Voor de aangewezen droge zandgronden geldt dat bij verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2002 (variant B; 140 000 ha droge zandgronden), in 90% van het areaal landbouwgrond de MTR-waarde voor nitraat in het bovenste grondwater op termijn (2030) wordt overschreden. Indien de verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2003 worden opgelegd (variant D1 met 140 000 ha droge zandgronden en variant D2 met 360 000 ha droge zandgronden), daalt dit percentage naar resp. 86% en 68%. Ook bij de scherpste variant H (met 600 000 ha droge zandgronden) wordt nog in 43% van de landbouwgronden op deze droge zandgronden de MTR-waarde voor nitraat in het bovenste grondwater overschreden. Voor de teelt van maïs worden de hoogste nitraatconcentraties in het grondwater berekend.

- De totale stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in Nederland vanuit landbouwgronden daalt bij aanscherping van de verliesnormen (van referentievariant A naar scherpste variant H) van resp 61 naar 43 miljoen kg N per jaar en van 3,8 naar 3,2 miljoen kg P per jaar. Dit zijn gemiddelde waarden berekend voor het jaar 2030. Zowel voor stikstof als voor fosfor geldt dat de hoogste belasting van het oppervlaktewater wordt aangetroffen in die gebieden met hoge grondwaterstanden (grondwatertrap I, II en III). Een relatief groot deel van het neerslagoverschot wordt hier direct uit de bodem naar het oppervlaktewater afgevoerd via ondiepe stroombanen. De kwaliteit van dit ondiep drainerende water wordt sterk beïnvloed door de verliesnorm, de grondsoort, het landgebruik en de grondwaterstand. Daarnaast kunnen de instroom en kwaliteit van kwelwater van belang zijn. Door de invloed van al deze factoren op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater worden grote regionale verschillen berekend.
- De stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden neemt bij variant B met verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2002 met 16% af ten opzichte van de referentievariant A. De reductie bedraagt 21-23% voor de varianten met verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2003. Bij de scherpste varianten (E, G en H) neemt de stikstofbelasting af met 28 tot 30%.
- De fosfaatverzadigingsgraad van de bodem neemt toe bij alle varianten, behalve bij variant H. De toename is afhankelijk van de fosfaatverliesnorm, de hoogte van de forfaitaire fosfaatafvoer, en het al of niet opnemen van kunstmestfosfaat in MINAS. Voor het jaar 2000 is berekend dat ca. 79% van het landbouwareaal op zandgronden een fosfaatverzadigingsgraad van 25% of meer heeft en ca. 29% een fosfaatverzadigingsgraad van 50% of meer. Voor kleigronden worden deze arealen geschat op resp. 74% en 6% en voor veengronden op respectievelijk 75% en 23%.
- De fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden neemt bij variant B met verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2002 met 2,6% af ten opzichte van de referentievariant A. De reductie bedraagt 5,5 tot 8,3% voor de varianten met verliesnormen volgens de Meststoffenwet 2003. Bij de scherpste varianten (F, G en H) neemt de fosforbelasting af met 13,2 tot 15,8%.
- De stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater als gevolg van uitspoeling vanuit landbouwgronden, zijn in deze studie niet vastgesteld. Er kunnen dus op grond van deze studie geen conclusies getrokken worden over de mate van overschrijding van de normen die voor de oppervlaktewaterkwaliteit gelden (zie hiervoor clusterrapport 4 deel 2).

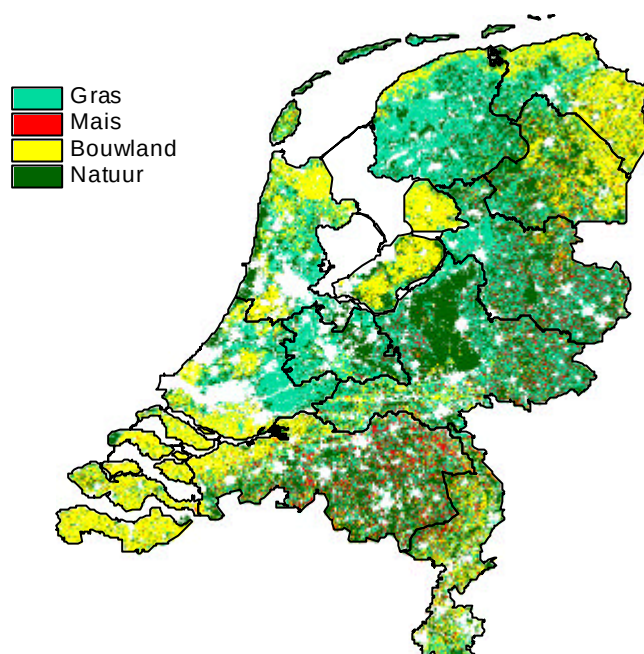
7 Referenties

- Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meers, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.
- Beusen, A.H.W., H.L. Boogaard, P.A. Finke, R. Heida, B. Gehrels, P. Groenendijk, J.A. van Jaarsveld, O.M. Knol, G.B.J. Overbeek, E. Scheper, 2000. STONE 1.3 Technische documentatie, Versie 1.0.
- Boers P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoozeveld, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen, Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Rapport 97.013, RIZA, Lelystad en Rapport 532, Staring Centrum, Wageningen.
- Boogaard, H.L. en J.G. Kroes, 1997. GONAT. National nutrient simulations with ANIMO 3.5 Technisch Document 41, Staring Centrum, Wageningen.
- Bresser, A.H.M., P.M. van Egmond, B. Fraters, N.J.P. Hoogervorst, L. van Liere, J.H.C. Mülschlegel, W.J. Willems, en P.C.M. Boers, 1999. Milieugevolgen van aanvullend stikstofbeleid. RIVM Rapport 718201001, Bilthoven.
- Bril, J., H.G. van Faassen en H. Klein Gunnewiek, 1994. Modelling N₂O emission from grazed grassland. Rapport 24, Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, Haren.
- Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk en C.A. van Diepen, 1997. Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Technical Document 45, DLO-Winand Staring Centre & Report 71, Wageningen University, Wageningen.
- Groenendijk, P. en J.G. Kroes, 1999. Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Report 144, DLO-Winand Staring Centre, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., R. Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oosterom en O.F. Schoumans, 2002. Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouw-gronden in vier poldergebieden. Rapport 408. Staring Centrum, Wageningen.
- Klijn, 1997. Vertaaltabelen bodem voor MOZART-SMART_DEMNAT. Waterloopkundig Laboratorium, Rapport T2178, Delft.
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon, R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298, Alterra, Wageningen
- Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE; de ruimtelijke indeling en toekenning van de hydrologische en bodemchemische parameters. Rapport 2001.017, RIZA, Lelystad.

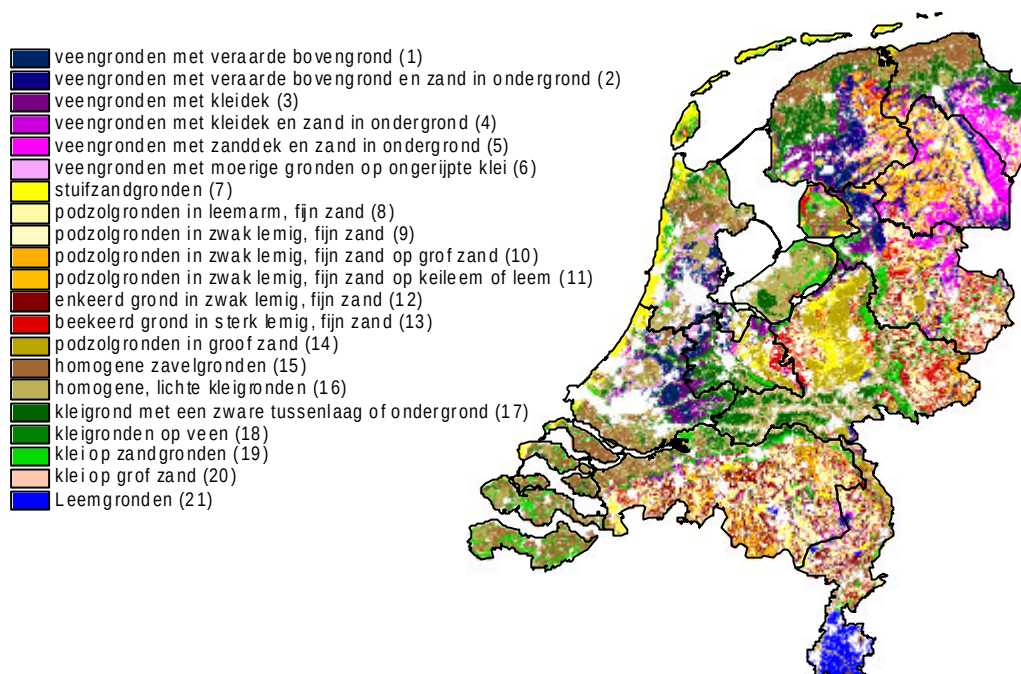
- Kroon, T. en W. Werkman, 2001. MONA, koppelingsconcept MOZART-NAGROM. Beschrijving en gebruikershandleiding van de modellentrein. RIZA, Lelystad.
- Liere, L. van, J. Janse, M. Jeuken, P. van Puijenbroek, O. Schoumans, R.F.A. Hendriks, J. Roelsma & D. Jonkers, 2002. Effect of nutrient loading on surface waters in polder Bergambacht, The Netherlands. Proceedings of the International Symposium IAHS, Oct 2000, Wageningen.
- LNv, 1995. Integrale Notitie mest- en ammoniakbeleid. SDU, Den Haag.
- LNv, 1999. Voortgang implementatie mestbeleid. Brief aan de Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten Generaal d.d. 11 september 2001. LNv, Den Haag.
- Massop, H. Th. L., T. Kroon, P.J.T. van Bakel, W.J. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors en J. Huygen, 2000. Hydrologie voor STONE; schematisatie en parametrisatie. Alterra rapport 038, Alterra, Wageningen.
- Meer, H.G. van der, F.K. van Evert, B. Rutgers, H.F.M. ten Berge, S.L.G.E. Burgers, 2002. Van MINAS-normen naar bemesting in de melkveehouderij: berekeningen met FARMMIN voor Evaluatie Meststoffenwet 2002. Rapport, Plant Research International, Wageningen.
- Milieu- en Natuurplanbureau RIVM, 2002. MINAS en Milieu. Balans en verkenning. RIVM, Bilthoven.
- Oenema, O. en T. van Dijk (Eds.), 1994. Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Project verliesnormen, deel rapport 1. Min. LNv, VROM en V&W, Landbouwschap, Centrale landbouworganisaties.
- Oenema, O., G.L. Velthof, N. Verdoes, P.W.G. Groot Koerkamp, A. Bannink, G.J. Monteny, H.G. van der Meer en K. van der Hoek, 2000. Forfaitaire waarden voor gasvormige stikstofverliezen uit stallen en mestopslagen. Alterra-rapport 107, Wageningen, 186 pp.
- Overbeek, G.B.J., J.J.M. van Grinsven, J. Roelsma, P. Groenendijk., P.M. van Egmond, A.H.W. Beusen, 2001. Achtergronden bij de berekening van vermesting van bodem en grondwater voor de 5e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.
- Overbeek, G.B.J. (red.), 2002. Plausibiliteitsdocument STONE 2.0. Globale verkenning van de plausibiliteit van het model STONE versie 2.0 voor de modellering van uit- en afspoeling van N en P. RIVM rapport nr. 718501001, Bilthoven.
- Rijtema, P.E., P. Groenendijk and J.G. Kroes, 1998. Environmental impact of land use in rural regions. The development, validation and application of model tools for management and policy analysis. Series on environmental science and management Vol. 1, Imperial College Press, London. 321 pp.
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. Samsom bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM en CBS, 2001. Milieucompendium 2001. Het milieu in cijfers. Kluwer, Alphen aan den Rijn.
- Rötter, R., J.J.M. van Grinsven, P. Boers, A.H.W. Beusen en O. Oenema, 2001. De status van het rekeninstrumentarium STONE versie 2.0. Rapport 378, Alterra, Wageningen.

- Schoumans, O.F. 1995. Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkloze zandgronden. Rapport 381. Staring Centrum, Wageningen.
- Schoumans, O.F. 1999. Beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in veengronden. Rapport 522, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F. en P. Lepelaar, 1995. Emmissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt. Procesbeschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in kalkrijke gronden. Rapport 387.1, Staring Centrum, Wageningen.
- Schoumans, O.F. en P. Groenendijk, 2000. Modelling Soil Phosphorus and Phosphorus Leaching from Agricultural Land in the Netherlands. J. Environmental Qual. 29: 111-116.
- Schröder, J.J., W. van Dijk and W.J.M. de Groot, 1996. Nitrogen fluxes in maize cropping systems as affected by cover crops. Neth. Journal of Agricultural Science 44, 293-315.
- Schröder, J.J. en W.J. Corré (Eds.), 2000. Actualisering stikstof- en fosfaat-desk-studies. Rapport 22. Wageningen, Plant Research International.
- Steenvoorden, J.H.A.M., W.J. Bruins, M.M. van Eerdt, M.W. Hoogeveen, N. Hoogervorst, J.F.M. Huijsmans, H.J. Leneman, H.G. van der Meer, G.J. Monteny en F.J. de Ruijter, 1999. Monitoring van nationale ammoniakemissies uit de landbouw. Reeks Milieuplanbureau 6. DLO-Staring Centrum, Wageningen, 141 pp.
- Tamminge, S., A.W. Jongbloed, M.M. van Eerdt, H.F.M. van Aarts, F. Mandersloot, N.J.P. Hoogervorst en H. Westhoek, 2000. De forfaitaire excretie van stikstof door landbouwhuisdieren. Rapport ID-Lelystad no. 00-2040, 71 pp.
- Tol, S. van, G.J. van den Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol, 2001. CLEAN2.0, Model voor de berekening van stikstof en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelstructuur. RIVM rapport 773004010. RIVM, Bilthoven.
- VROM et al., 2001. Een wereld en een wil. Werken aan duurzaamheid. Nationaal Milieubeleidsplan 4. VROM, Den Haag.
- Wit, A.J.W. de, T.G.C. van der Heijden en H.A.M. Thunnissen, 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. Staring Centrum, Wageningen.
- Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Rapport 2055, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

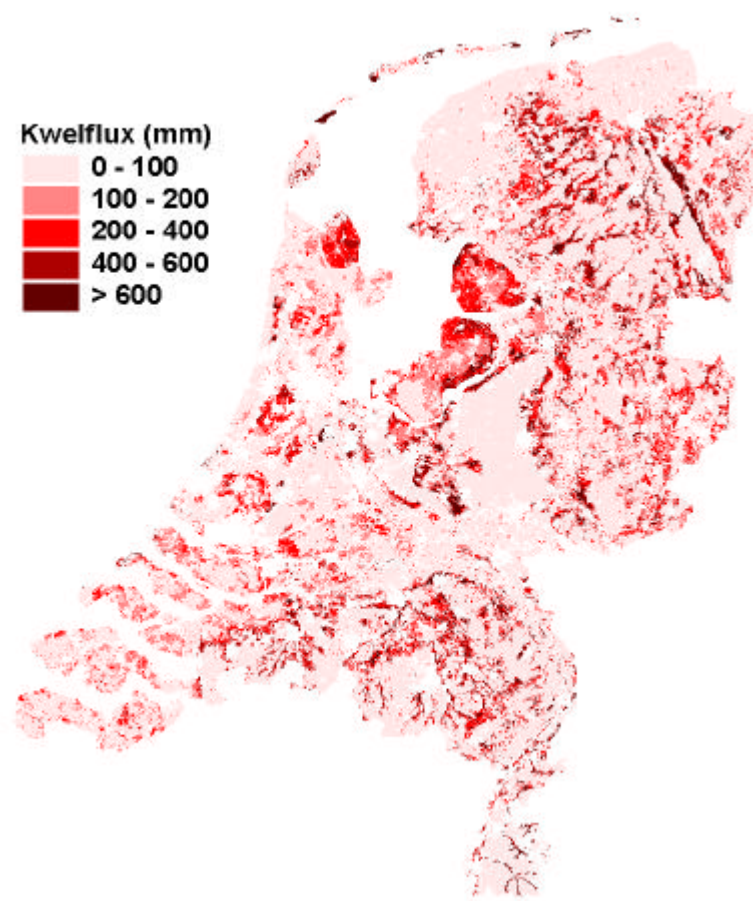
Aanhangsel 1 Landgebruik



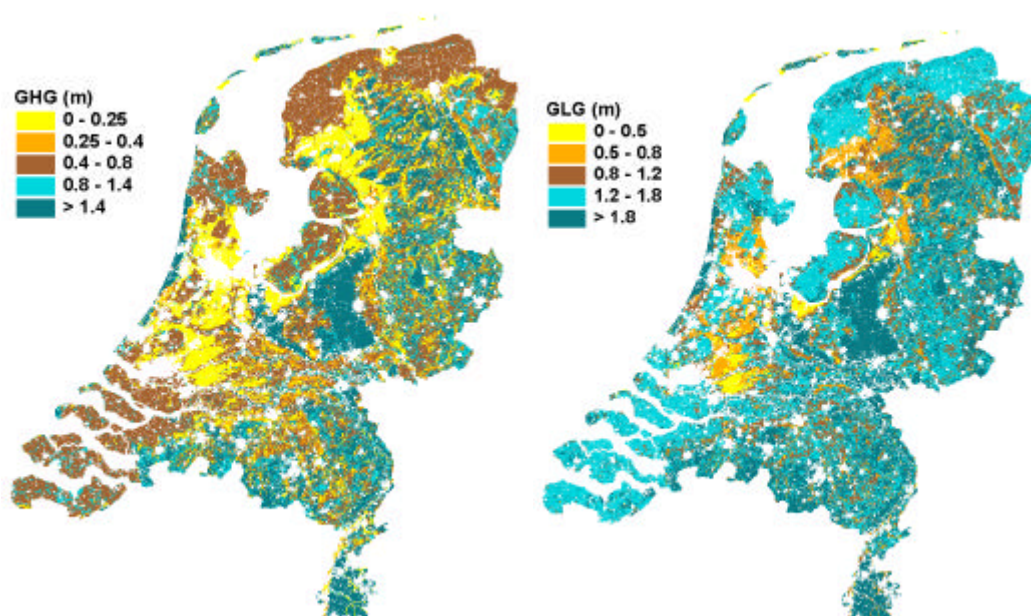
Aanhangsel 2 Bodemeenheden



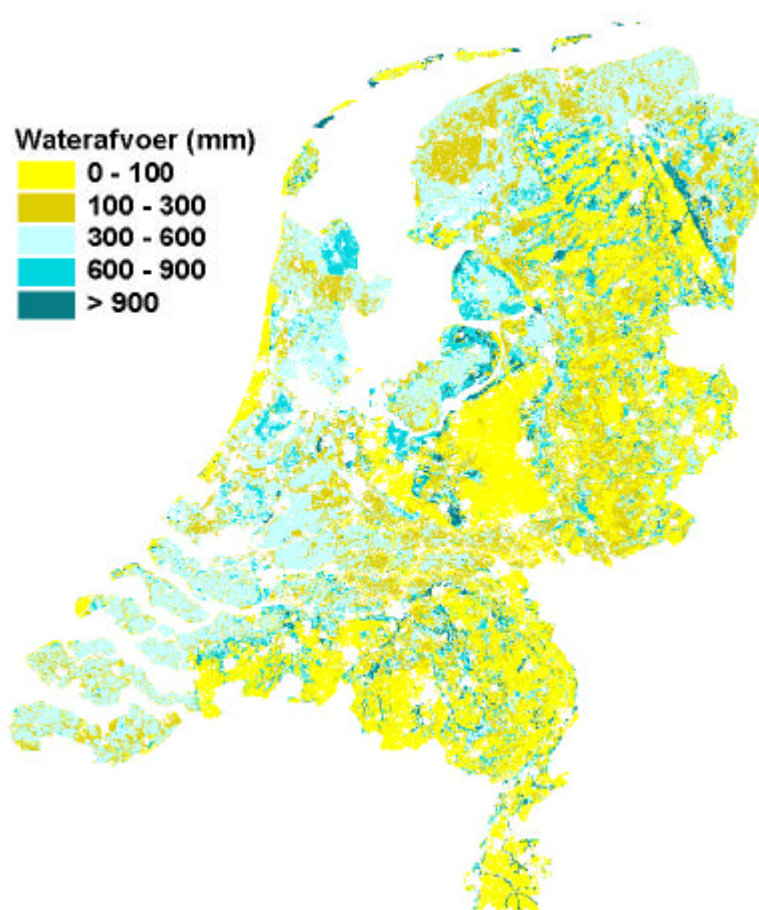
Aanhangsel 3 Kwelflux



Aanhangsel 4 Gemiddeld Hoogste (GHG) en Laagste (GLG) Grondwaterstand



Aanhangsel 5 Waterafvoer naar het oppervlaktewater



Aanhangsel 6 Arealen droge zandgronden

Procedure om droge gronden aan te wijzen

Er zijn drie droge zandgrondenkaarten gemaakt, de 140.000 ha, de 360.000 ha en de 600.000 ha. De 600.000 ha variant is gebaseerd op de gesimuleerde grondwatertrap met de SWAP-berekeningen (Kroes, 2001) ten behoeve van STONE. De eerste twee kaarten zijn gebaseerd op de bodemkaart schaal 1: 50 000. De uitspoelingsgevoelige zand- en lössgronden zijn gebaseerd op de serie kaarten BZL2 (Besluit zand en lössgronden, versie eind september 2001, opgeleverd aan LNV-DL). BZL-2 is bestemd voor de Raad van State. Deze kaarten serie bevat twee classificaties. De 'droge uitspoelingsgevoelige grond' is een perceel dat voor meer dan 50% van het oppervlak uit zand- of lössgrond bestaat en meer dan 66% Gt VII en/of VIII. De tweede classificatie is de 'uitspoelingsgevoelige grond'. Dit is een perceel dat voor meer dan 50% van het oppervlak uit zand- of lössgrond bestaat en meer dan 66% Gt VI, VII en/of VIII.

Tabel A 6.1 Arealen (ha) aangewezen droge uitspoelingsgevoelige zand/lössgronden onder landbouw en overige vormen van grondgebruik.

Grondsoort	Uitspoelingsgevoelige gronden			Niet-uitspoelingsgevoelige gronden
	>66% Gt VI	combinatie Gt VI/VII/VIII	>66% Gt VII/VIII	
Landbouwgronden				
zand/löss	165 571	55 447	137 684	626 097
<12,5 ha clusters niet-zand/löss (hercodeerd naar zand/löss)	150	29	183	
>12,5 ha clusters niet zand/löss		7 458		62 247
Bos en natuur				
zand/löss	40 544	18 488	202 601	104 902
<12,5 ha clusters niet-zand/löss (hercodeerd naar zand/löss)	45	6	77	
>12,5 ha clusters niet zand/löss		2 762		25 112
Overig grondgebruik				
zand/löss	10	4	6	21
<12,5 ha clusters niet-zand/löss (hercodeerd)				
>12,5 ha clusters niet zand/löss		2		7

Het totaal aangewezen areaal droge zand/lössgronden onder landbouw is de som van de omkaderde getallen: 359 064 hectare. Hiervan bestaat 137 867 hectare uit percelen met meer dan 66% Gt-VII/VIII, de “zeer droge gronden” (Tabel A 6.1).

De STONE schematisatie (plotbestand met bijbehorende kenmerken) is gebruikt om een overlay te maken met het BZL bestand. Per plot is dan ook de verdeling over natte, droge en zeer droge gronden bekend volgens het BZL-bestand. Voor het aanwijzen van plots die tot de 140 000 ha en de 360 000 ha gaan behoren, is de methodiek gehanteerd die ook bij de Nationale Milieverkenningen 5 is gehanteerd.

Bij deze procedure worden er uitsluitend plots geselecteerd die uit landbouwgrond bestaan en die een zandbodem hebben. Voor het vaststellen of een plot een zandbodem is, is uitgegaan van de bodemtypering zoals deze in CLEAN wordt aangehouden, namelijk een onderverdeling in 7 bodemsoorten: dalgrond, leemgrond, oude kleigrond, rivierkleigrond, veengrond, zandgrond en zeeklei. Een plot is aangewezen als zandbodem als het 'dalgrond', 'leemgrond' of 'zandgrond' is. Vervolgens is per landbouwplot met een zandbodem de fractie 'droog' of 'zeer droog' bepaald. Indien een grenswaarde van 0.387 wordt aangehouden wordt 140.000 ha aangewezen (Tabel A 6.2). Dat wil zeggen als meer dan 38.7% van het areaal van de plot als 'zeer droog' wordt geclassificeerd (volgens de BZL kaart) dan wordt de plot als zeer droge zandgrond aangewezen. Voor de 360.000 ha ligt de grens bij 0.4215 ofwel 42.15%.

Tabel A 6.2 Aanwijzing van plots (ha) met uitspoelingsgevoelige droge gronden binnen het totale areaal van respectievelijk 140.000 of 360.000 ha.

140.000 ha BLZ criterium Gt VII/VII*/VIII	CLEAN_bodemcode			
Bodemgebruik	Dalgrond	Leemgrond	Zandgrond	Totaal
Bouwland	175	14068.75	38668.75	52912.5
Gras	0	9206.25	42818.75	52025
Mais	0	2787.5	32181.25	34968.75
Natuur	0	0	0	0
Totaal	175	26062.5	113668.75	139906.25

360.000 ha BLZ criterium Gt VI/VII/VII*/VIII	CLEAN_bodemcode			
Bodemgebruik	Dalgrond	Leemgrond	zandgrond	Totaal
Bouwland	7768.75	14043.75	96581.25	118393.75
Gras	587.5	9206.25	152193.75	161987.5
Mais	493.75	2937.5	76206.25	79637.5
Natuur	0	0	0	0
Totaal	8850	26187.5	324981.25	360018.75

Omdat bij de STONE-schematisatie (Redesign STONE; Kroon et al., 2001) een indeling op basis van 21 bodemfysische eenheden wordt gehanteerd (zie Aanhangsel 2; waarbij de codes 7 tot en met 14 betrekking hebben op zandgronden), ontstaat een ander beeld van de plots die zijn aangewezen, omdat de dalgronden bij die schematisatie onder de veenclassificatie vallen met veenkenmerken en de leemgronden onder de kleiclassificatie met kleikenmerken. Tevens is nagegaan welke grondwatertrappen worden gemodelleerd bij de aangewezen droge zandgronden plots (zie tabellen hieronder). Meer dan 90% van de gesimuleerde Gt is in overeenstemming met de BZL kaart (Gt VII of Gt VII*). Bij de 360.000 ha variant is meer dan 94% van de gesimuleerde Gt in overeenstemming met de BZL kaart (hoger dan Gt V).

Tabel A 6.3 Verdeling van de aangewezen droge zandgronden conform de redesign STONE-schematisatie (Kroon et al., 2001) en de gemodelleerde grondwatertrap (STONE-hydrologie; Kroes et al, 2001)

140 000 ha droge zandgronden				
Gt	Zand	Klei	Veen	Totaal
I		131		131
II		743		743
III	493			493
III*				0
IV				0
V	1497			1497
V*	300			300
VI	9528	418		9946
VII	31473	262	175	31910
VII*	69983	24763		94746
Totaal	113274	26317	175	139766

360 000 ha droge zandgronden				
Gt	Zand	Klei	Veen	Totaal
I				0
II		743		743
III	5163	281		5444
III*				0
IV	3040		318	3358
V	7921	693	280	8894
V*	856			856
VI	71942	2116	2852	76910
VII	105157	1560	4697	111414
VII*	126499	24869	692	152060
Totaal	320578	30262	8839	359679

600 000 ha droge zandgronden				
Gt	Zand	Klei	Veen	Totaal
I				0
II				0
III				0
III*				0
IV				0
V				0
V*				0
VI	165500	11237	13163	189900
VII	176700	4800	16321	197821
VII*	179891	30091	3779	213761
Totaal	522091	46128	33263	601482

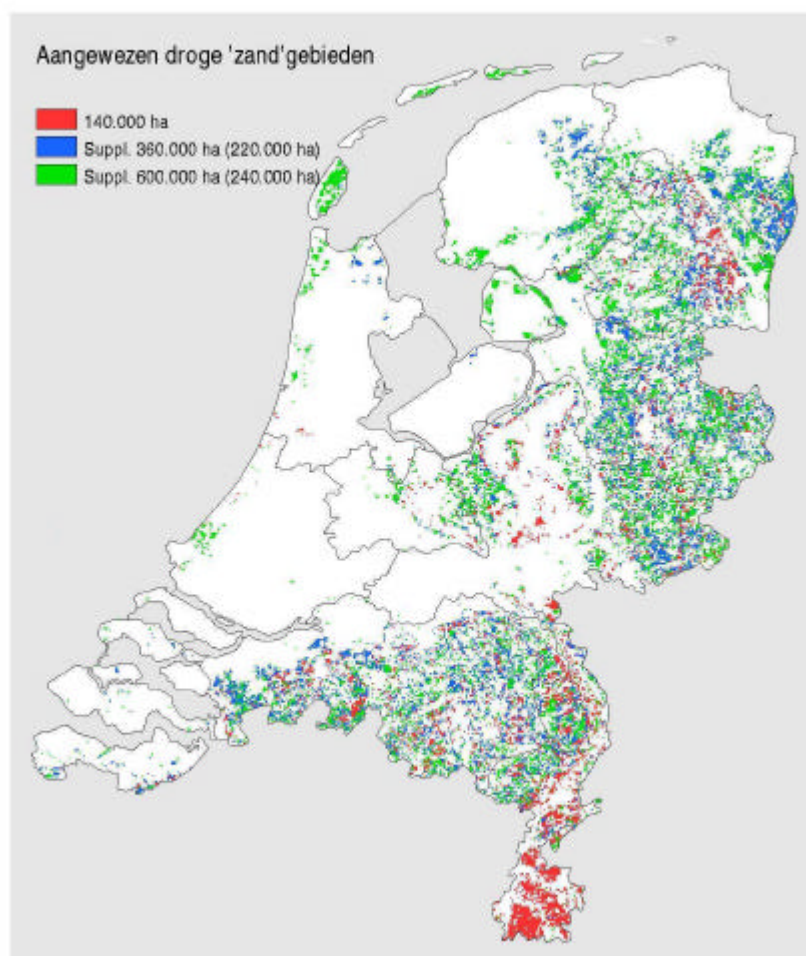
Tabel A 6.4 Verdeling van het areaal landbouwgronden over verschillende grondwatertrappen en grondsoorten (STONE-schematisatie)

Alle landbouwgronden				
Gt	Zand	Klei	Veen	Totaal
I	636	2485	44364	47485
II	11248	17547	145071	173866
III	58040	47514	78470	184024
III*	1811	2798	193	4802
IV	92526	72321	17811	182658
V	24681	41691	13886	80258
V*	1156	2960	125	4241
VI	165500	583924	19462	768886
VII	176700	61658	17993	256351
VII*	179891	57852	10050	247793
Totaal	712189	890750	347425	1950364

De 600.000 ha variant is volledig gebaseerd op de gesimuleerde grondwatertrappen. Alle plots met een Gt VI of hoger en landbouw met de CLEAN zandclassificatie 'dalgrond', 'leemgrond' of 'zandgrond' zijn hier meegenomen. Ook hier geldt dat dalgrond hoofdzakelijk op veen wordt afgebeeld en leemgrond op klei.

Omdat in de STONE-schematisatie de kenmerken van kleigronden en veengronden dermate anders zijn dan die van de zandgronden, zijn uiteindelijk de resultaten van die aangewezen klei en veenplots in de discussie over de nitraatuitspoeling van de de droge zandgronden niet meegenomen.

Figuur A 6.1 toont de ligging van de plots die zijn aangewezen bij resp. 140.000 ha, 360.000 ha en de 600.000 ha droge zandgronden. Telkens zijn alleen die plots aangegeven die er extra bij komen (supplement). Figuur A 6.2 toont de verdeling aan bodem(fysische)eenheden die bij de aangewezen droge zandgronden wordt gevonden en die binnen de niet-aangewezen droge zandgronden wordt gevonden. Hieruit blijkt dat de samenstelling van bodemeenheden tussen deze twee zandgebieden verschilt.



Datum: Thursday 14-Mar-02 12:13
Kaart: 181402_vanans.nl

Fig. A6.1 De ligging van het areaal droge zandgronden bij aanwijzing van 140 000, 360 000 en 600 000 ha. De gebieden zijn aangegeven die erbij komen: supplement

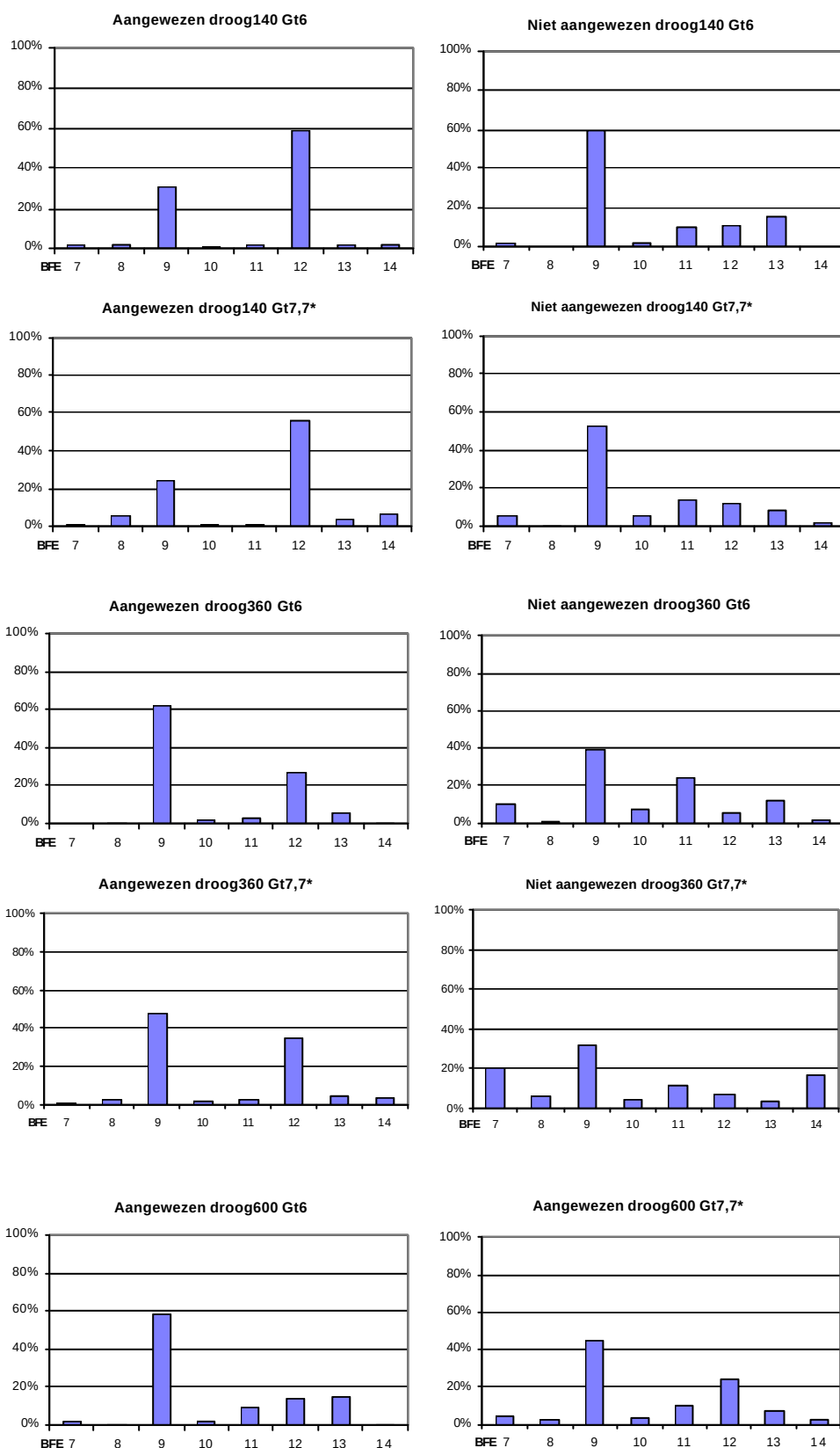
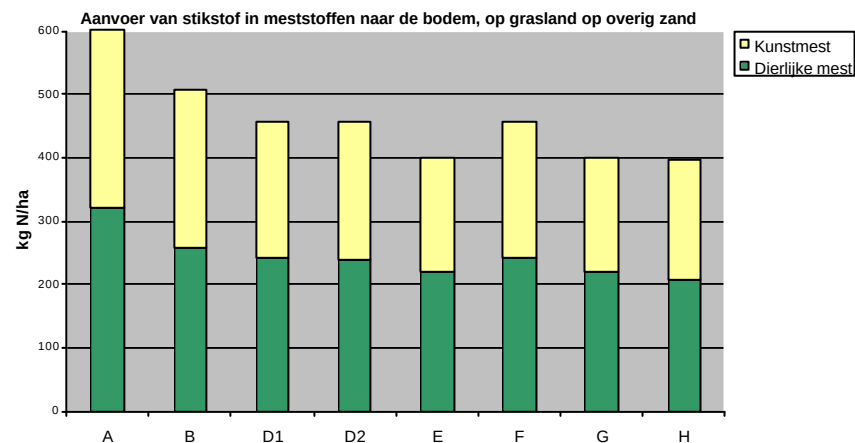
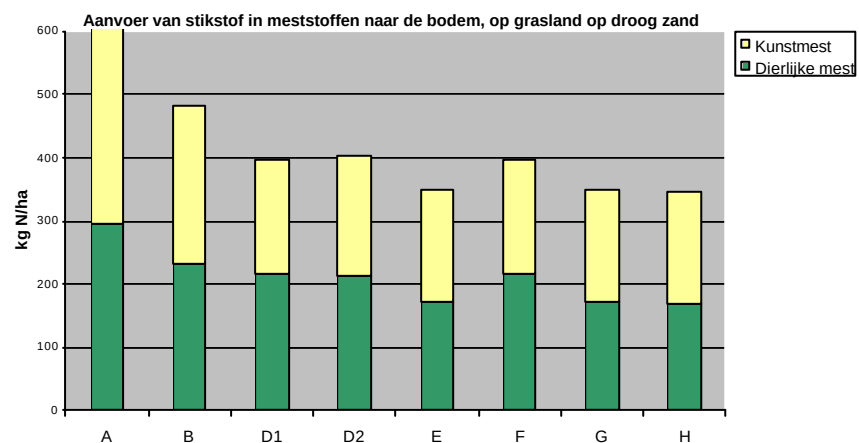
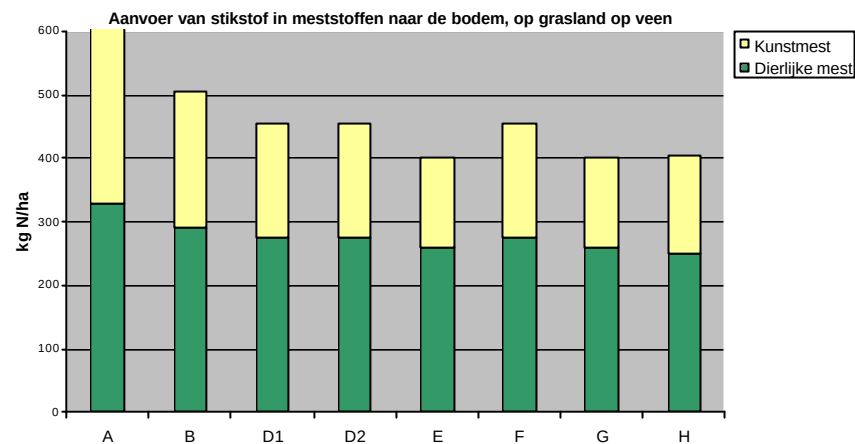
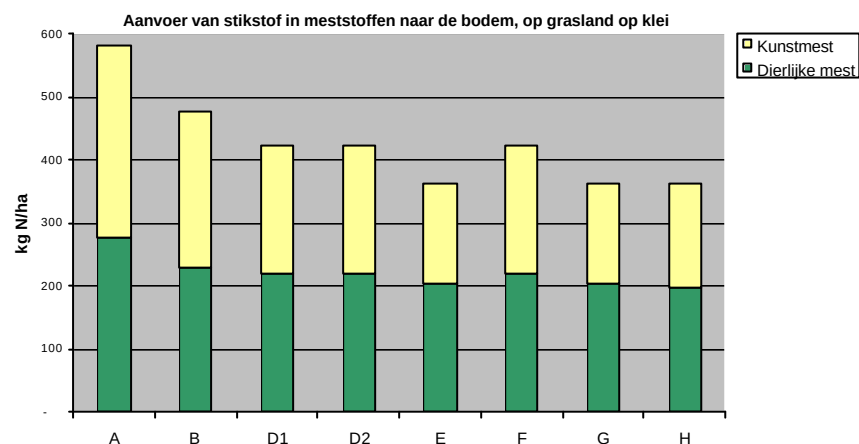
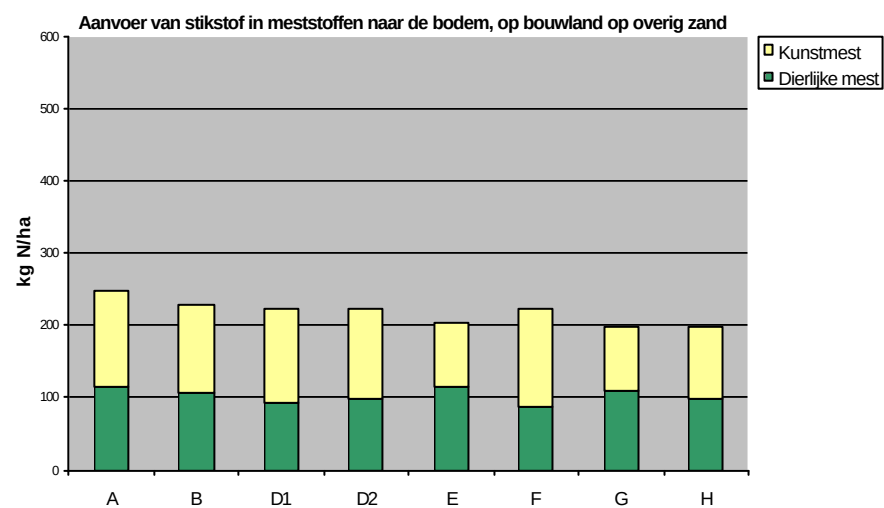
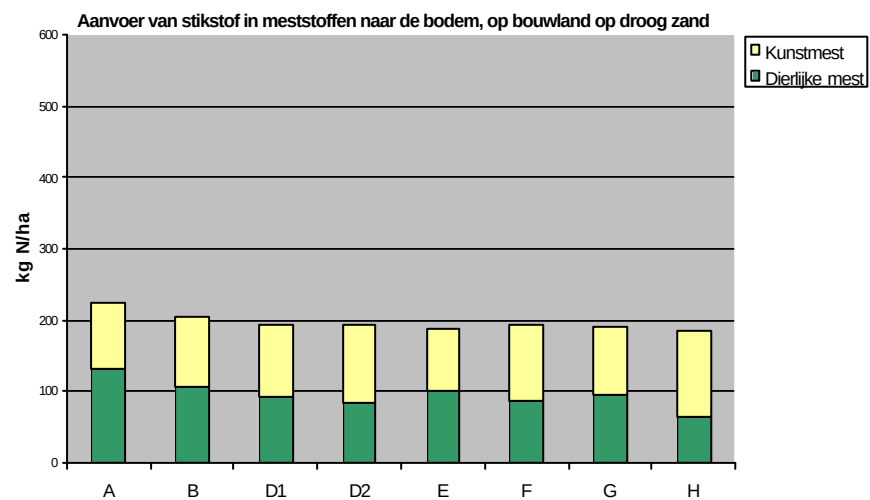
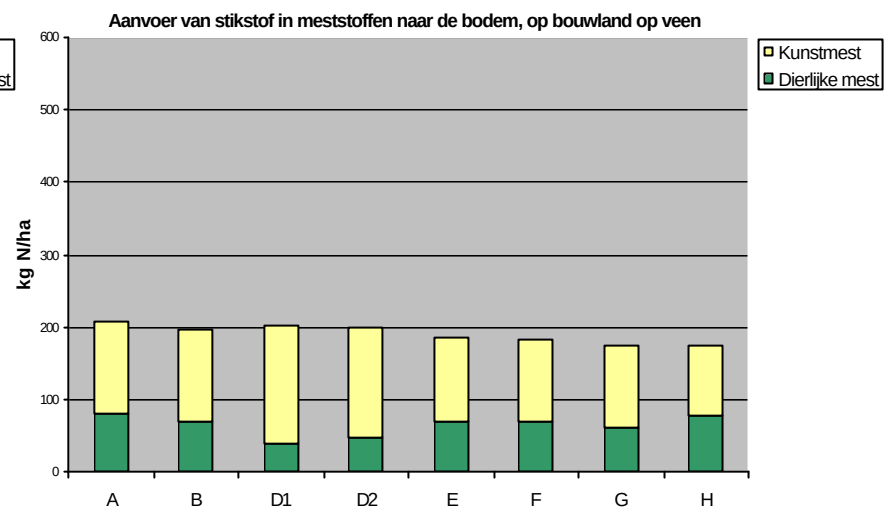
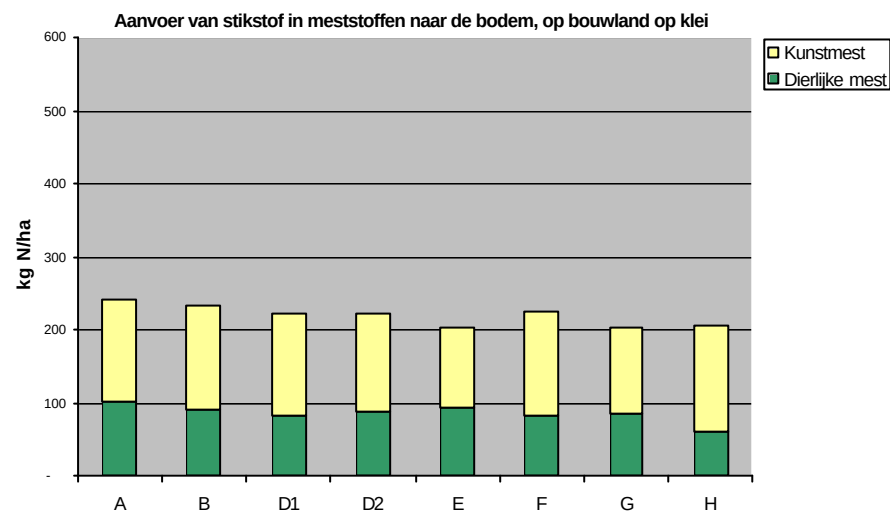


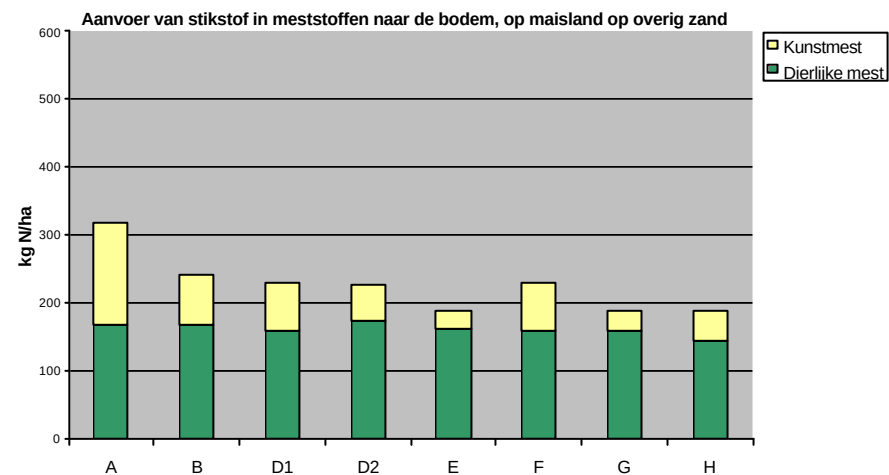
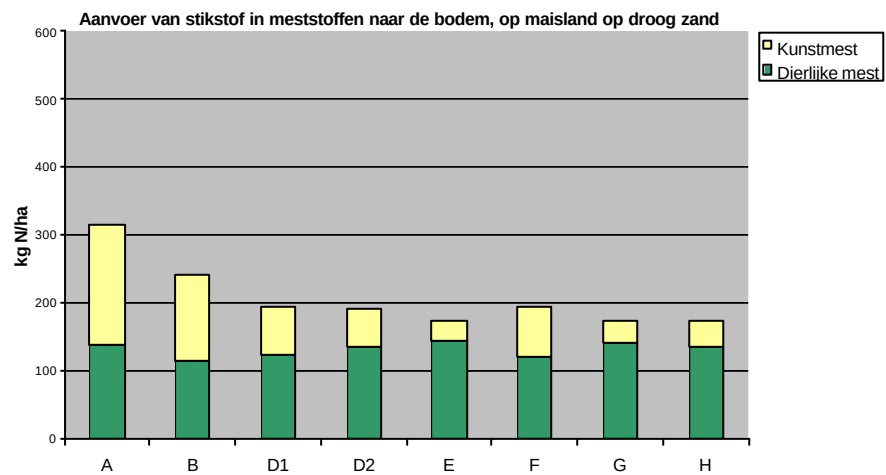
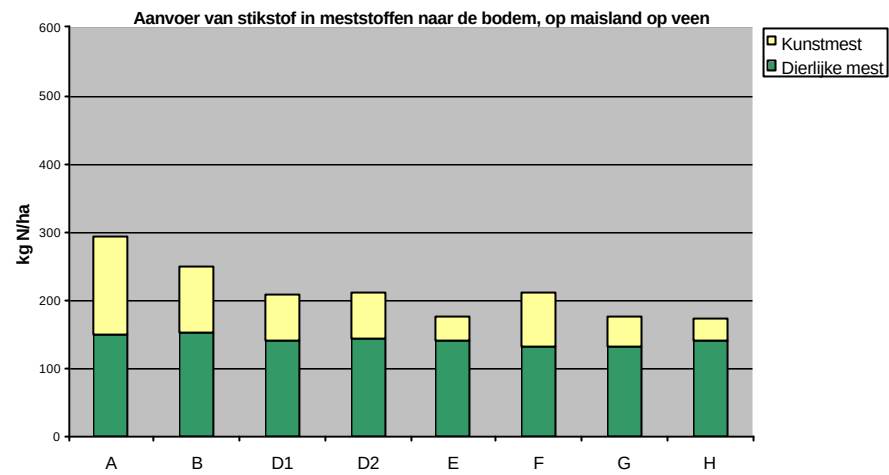
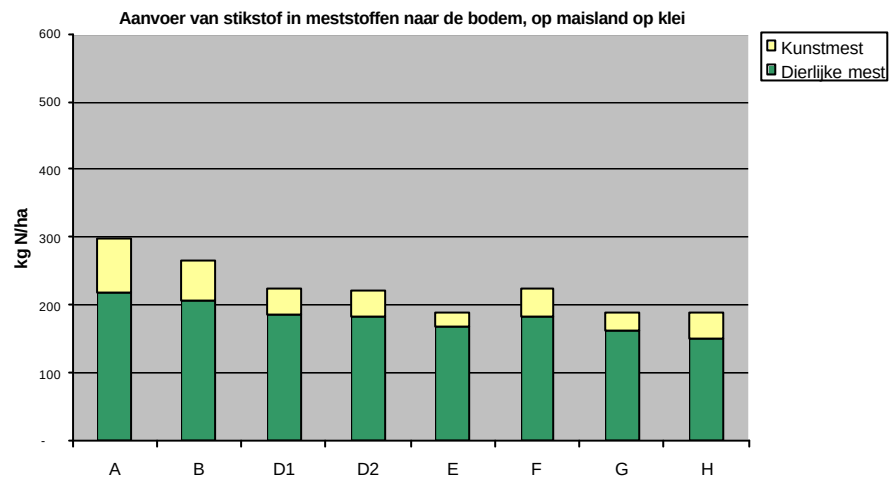
Fig A6.2 Procentuele verdeling van de bodemfysische-eenheden (BFE; volgens de STONE schematisatie) binnen de aangewezen droge zandgronden (linker figuren) en de niet-aangewezen droge zandgronden (rechter figuren). Voor de BFE codering zie aanhangsel 2.

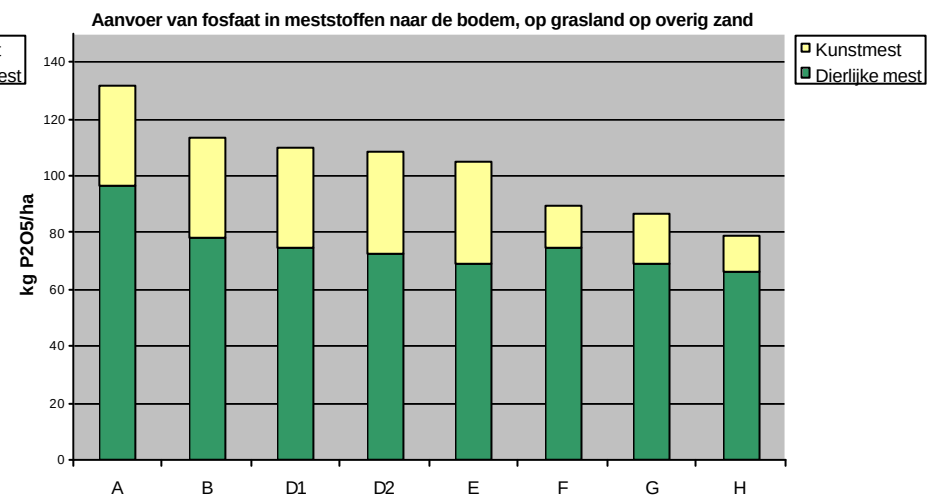
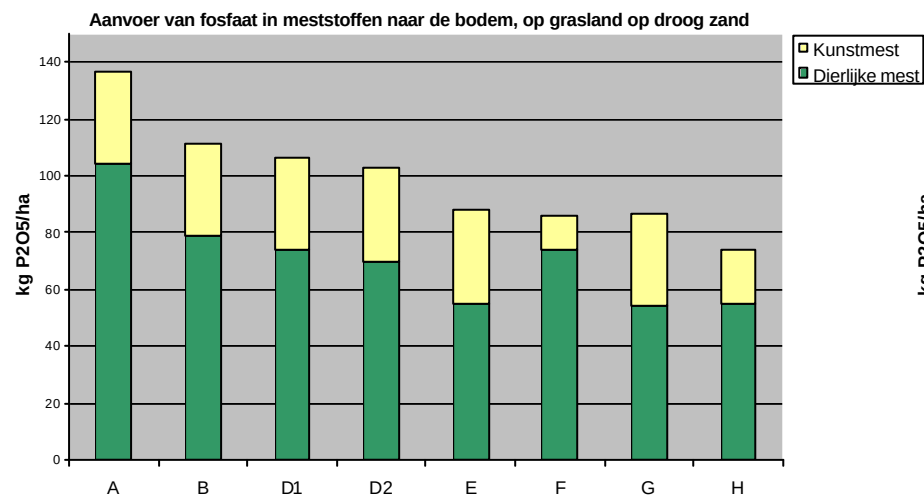
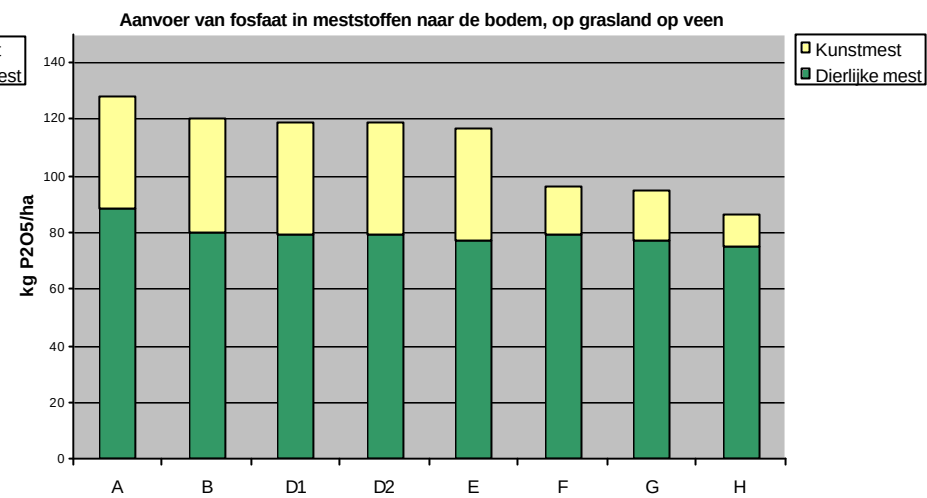
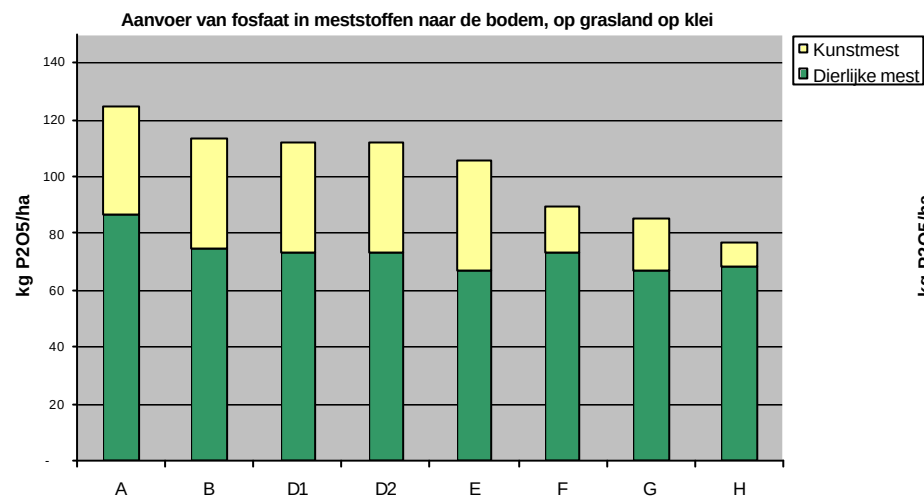
Aanhangsel 7 N en P bemesting bodem

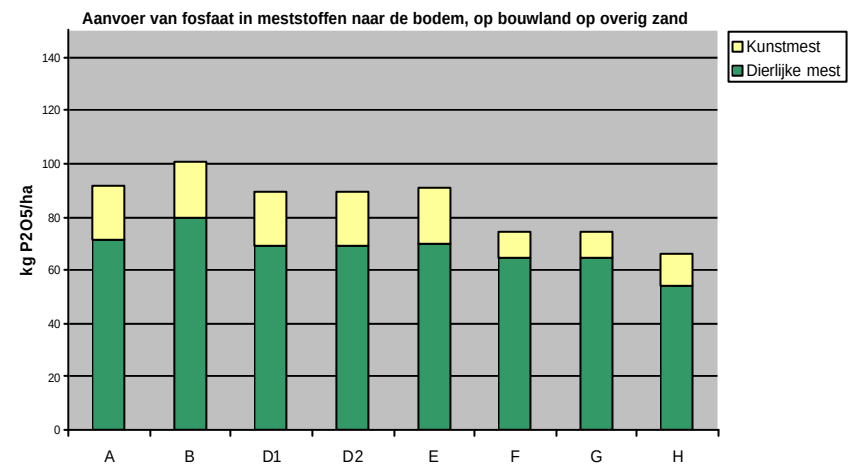
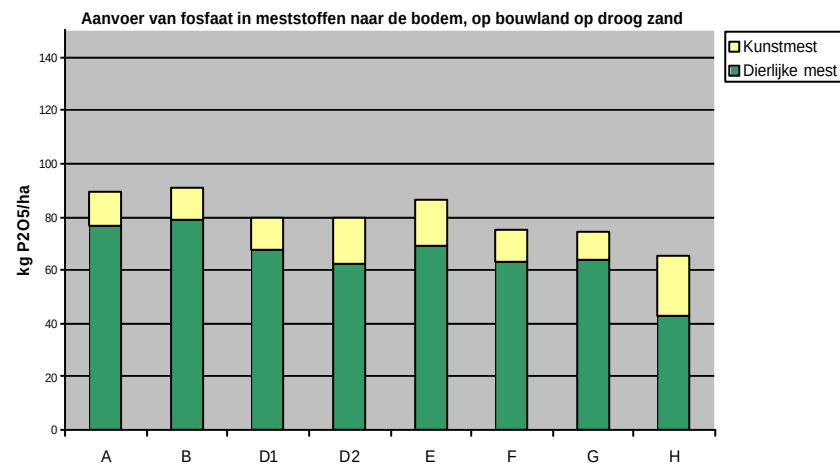
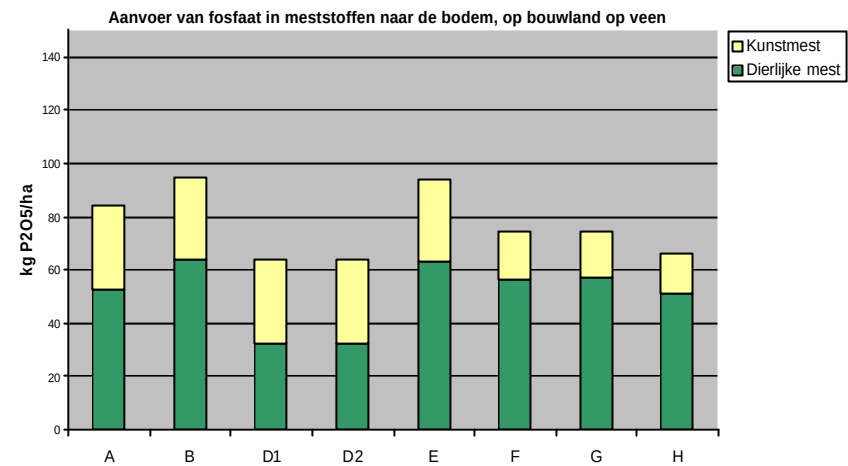
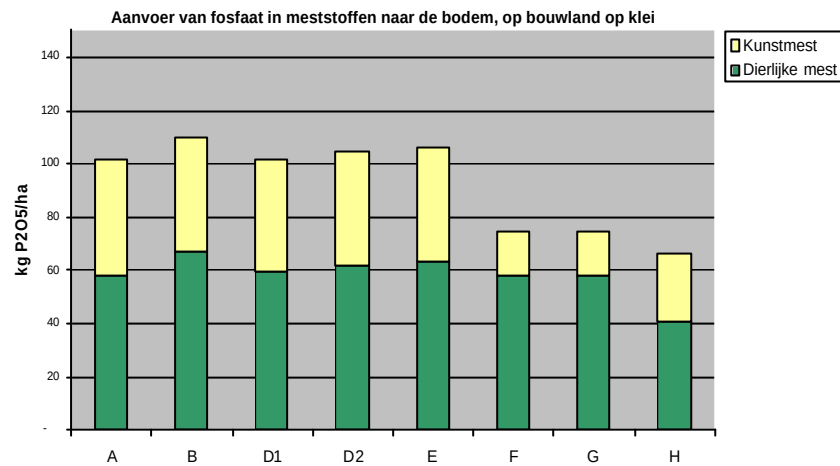
In deze grafieken zijn de stikstof- en fosfaatgiften, in de vorm van dierlijke mest en kunstmest, per variant aangegeven. Daarbij wordt onderscheid gemaakt naar zowel landgebruik (grasland, bouwland en maïsland) als grondsoort (klei, veen, droog zand en overig zand).

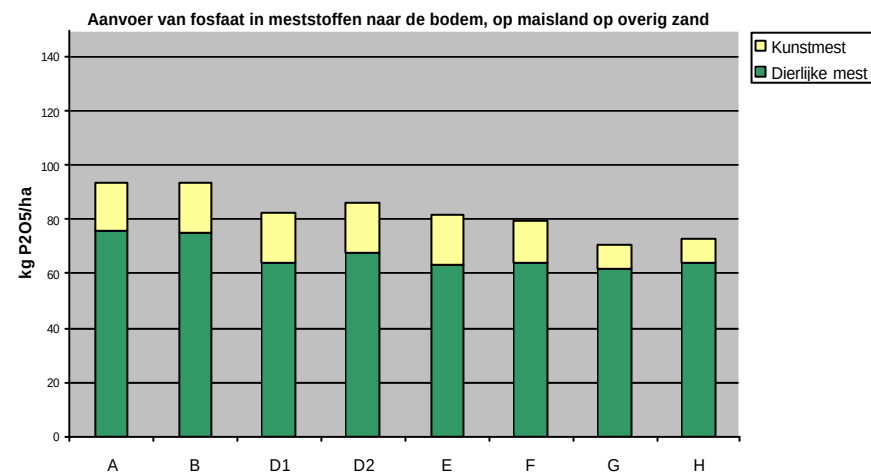
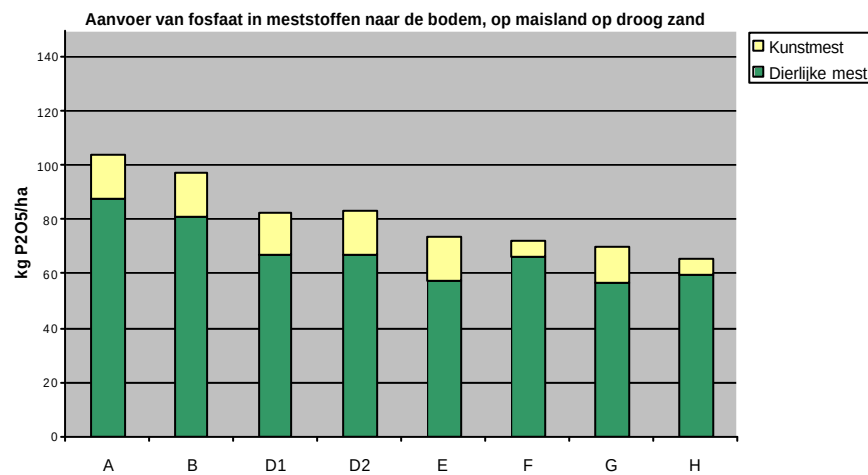
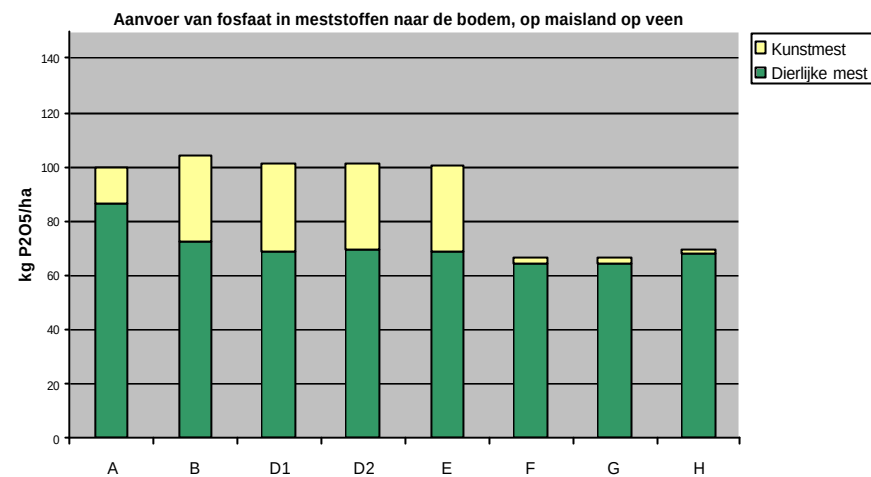
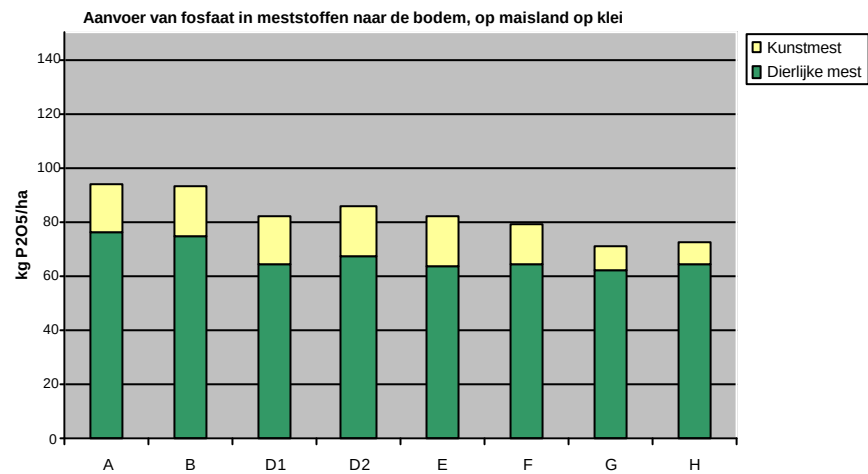












Aanhangsel 8 NO₃ uitspoeling naar het grondwater

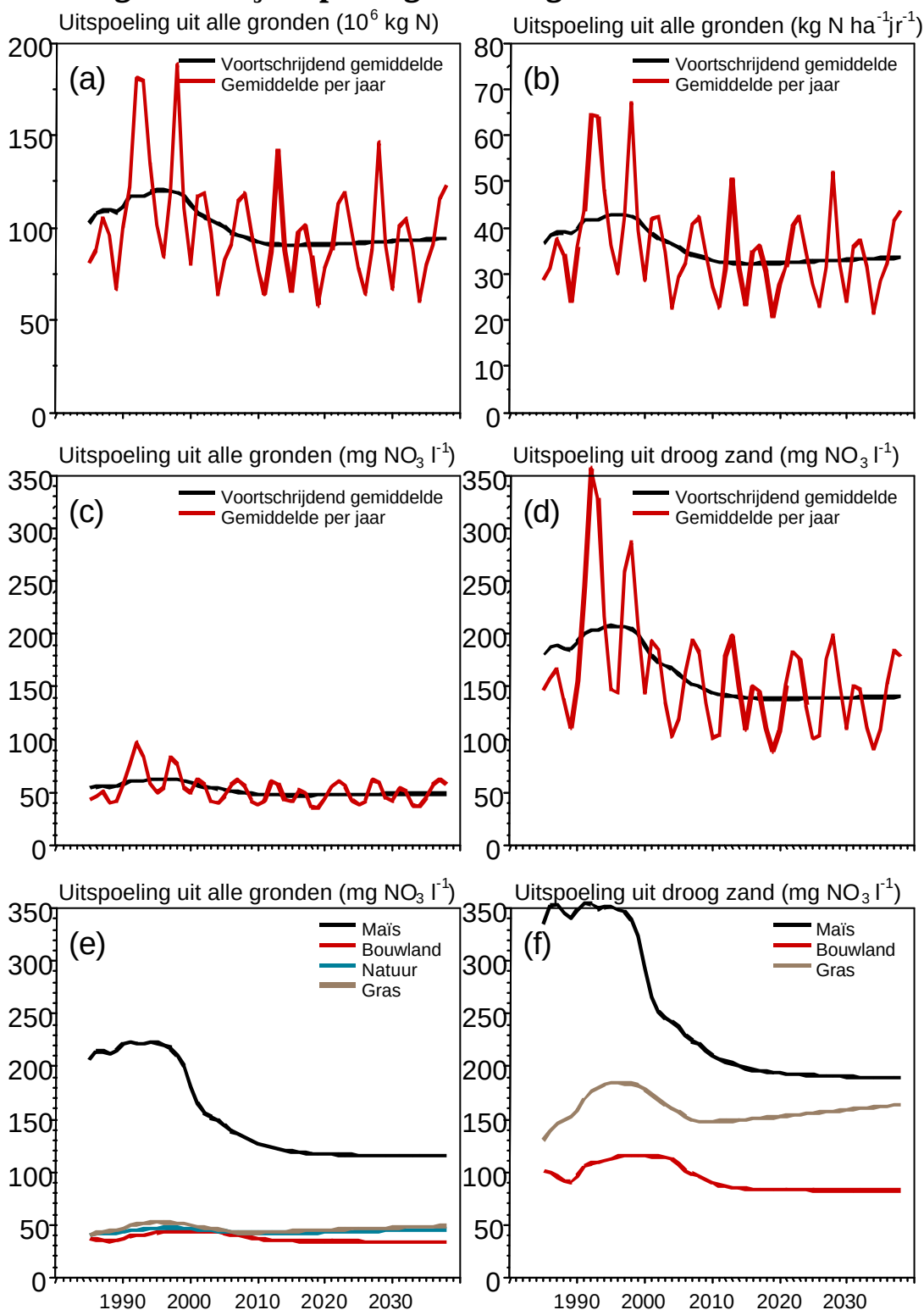


Fig. A 8.1 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f) voor scenario A

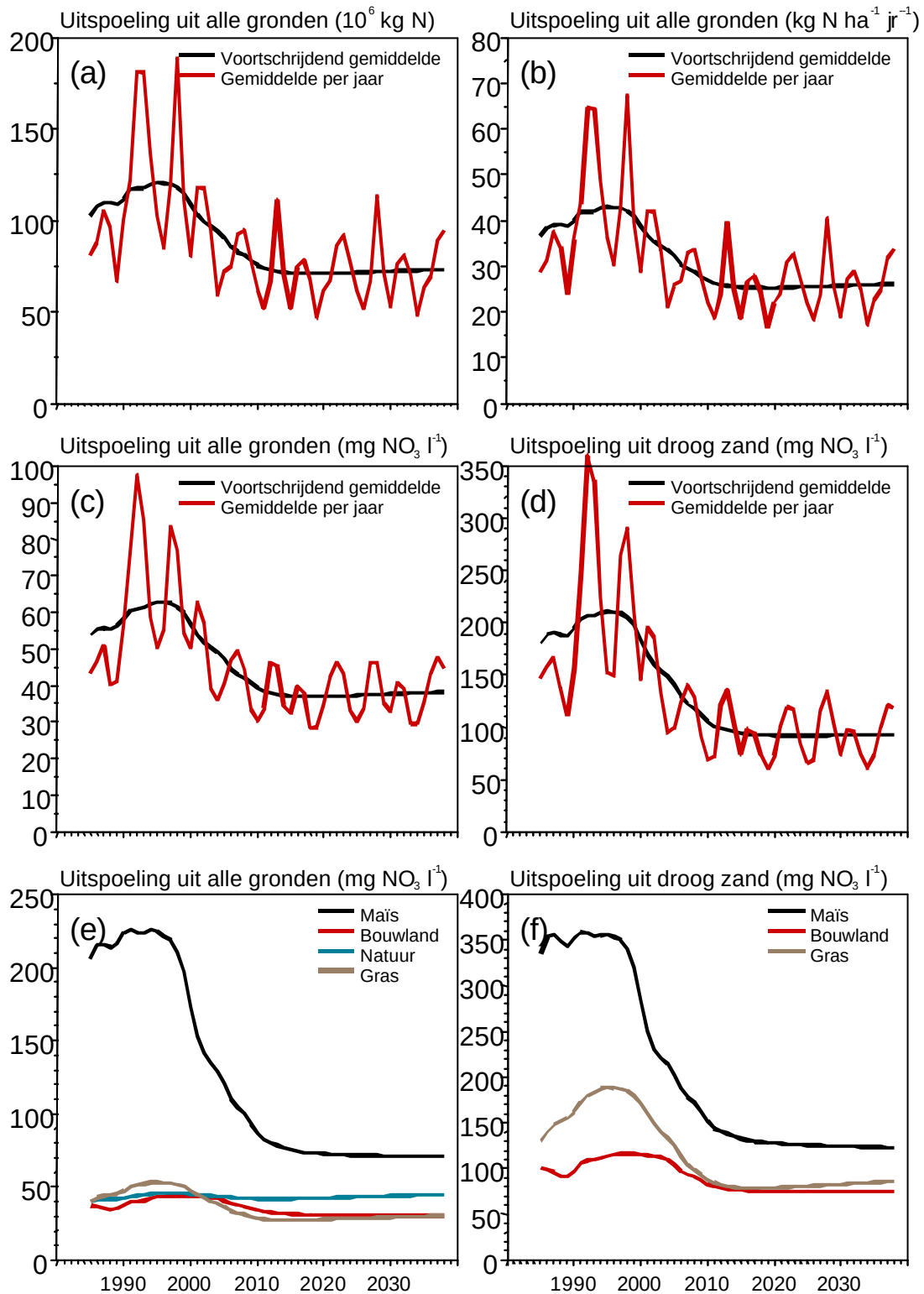


Fig. A 8.2 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **B1**

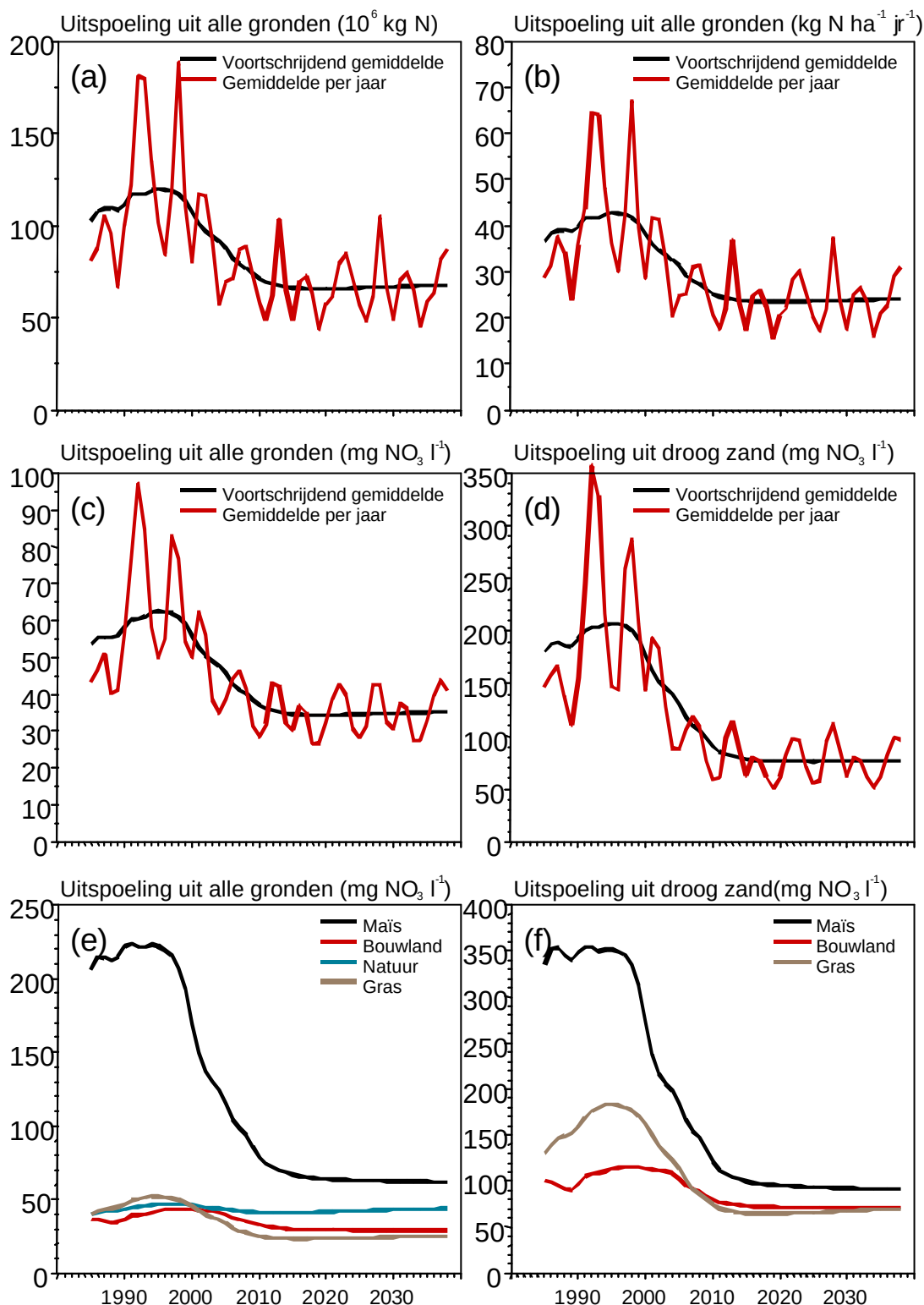


Fig. A 8.3 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **D1**

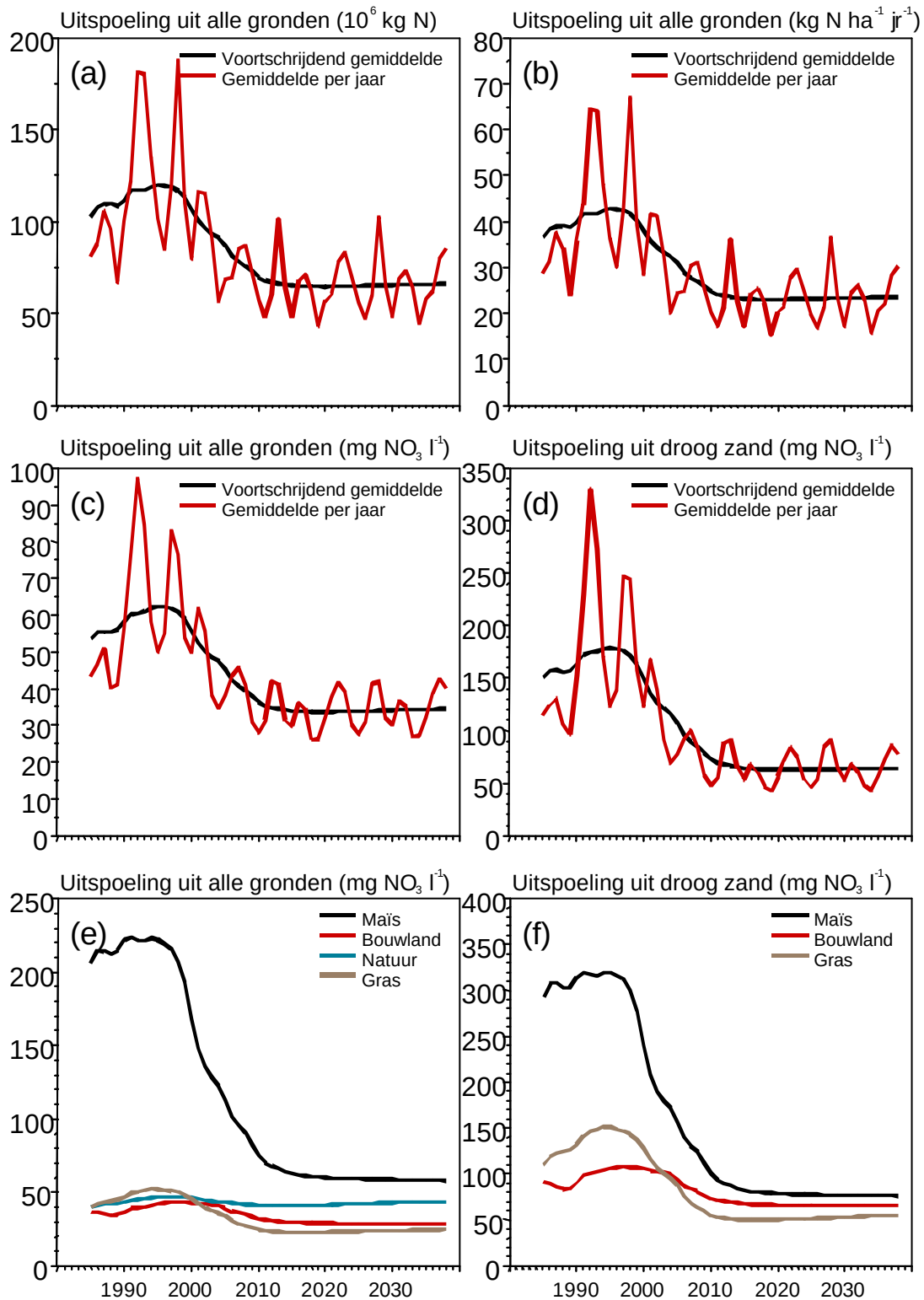


Fig. A 8.4 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **D2**

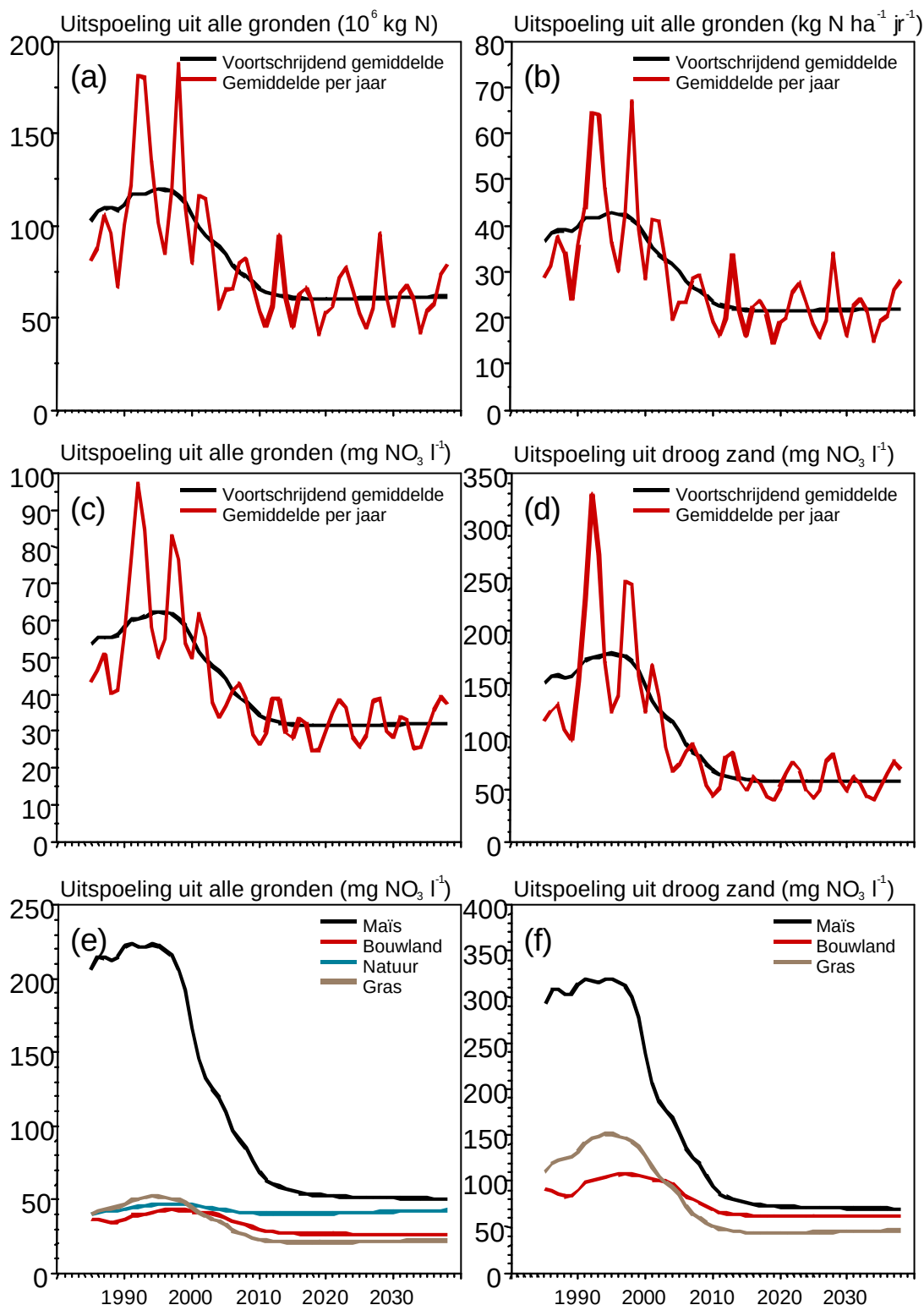


Fig. A 8.5 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **E**

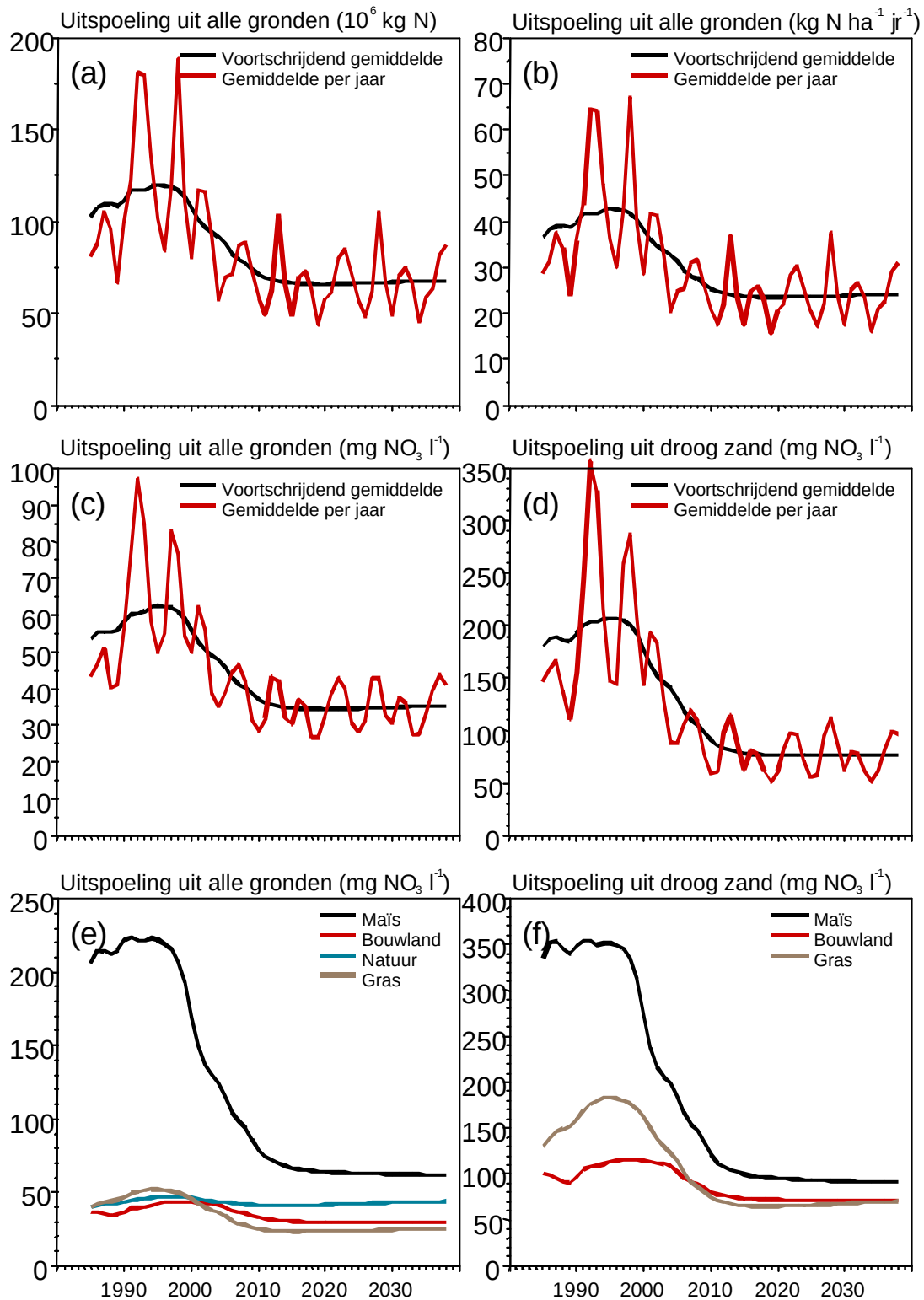


Fig. A 8.6 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **F**

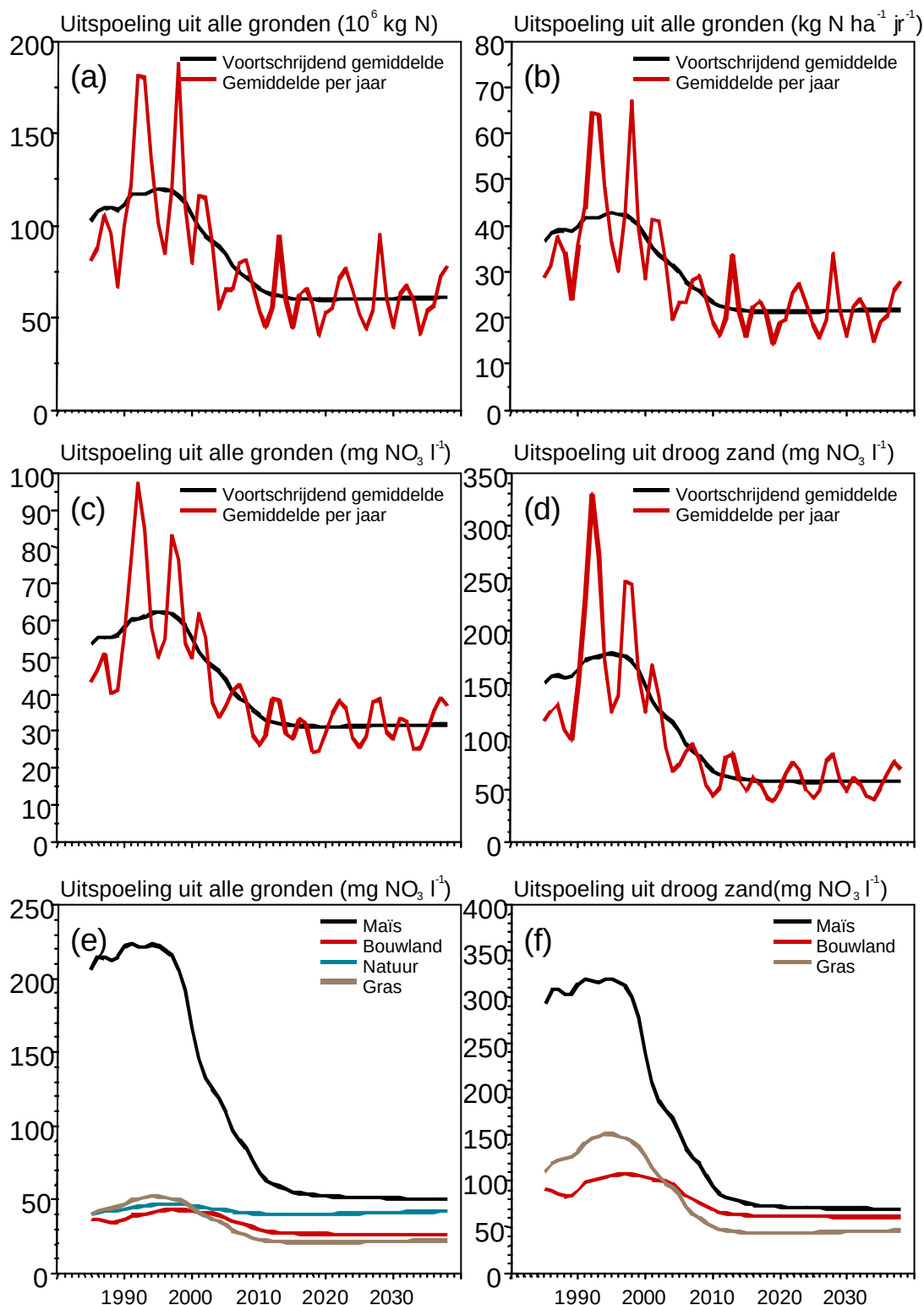


Fig. A 8.7 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **G**

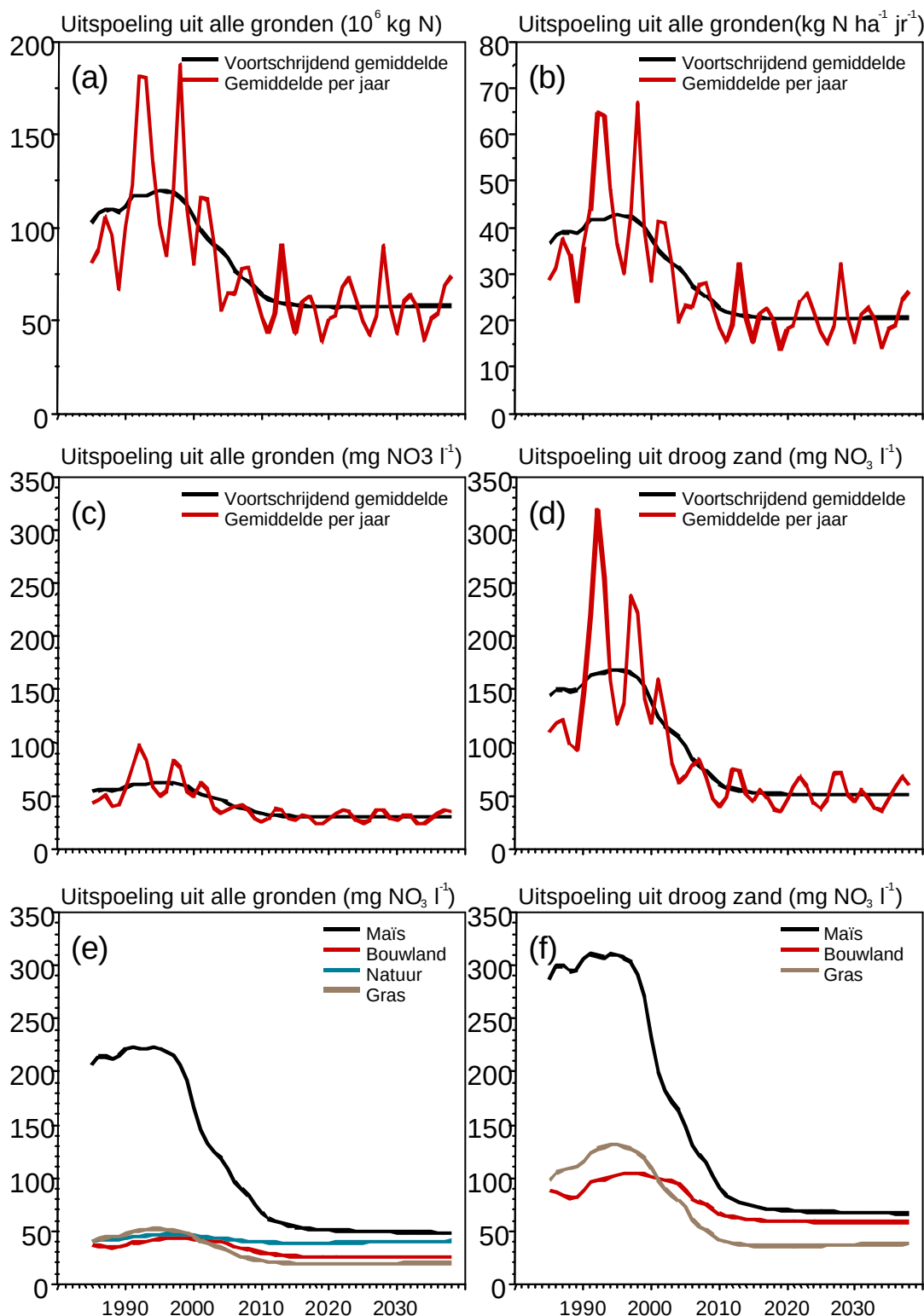


Fig. A 8.8 Totale nitraatuitspoeling naar het grondwater vanuit alle gronden in het landelijk gebied in 10^6 kg N (a); gemiddelde nitraatuitspoeling vanuit alle gronden in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ (b); gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) van alle gronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (c,e); en gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) vanr droge zandgronden in $\text{mg NO}_3 \text{l}^{-1}$ (d,f); voor scenario **H**

Aanhangsel 9 NO₃ uitspoeling naar het grondwater (vervolg)

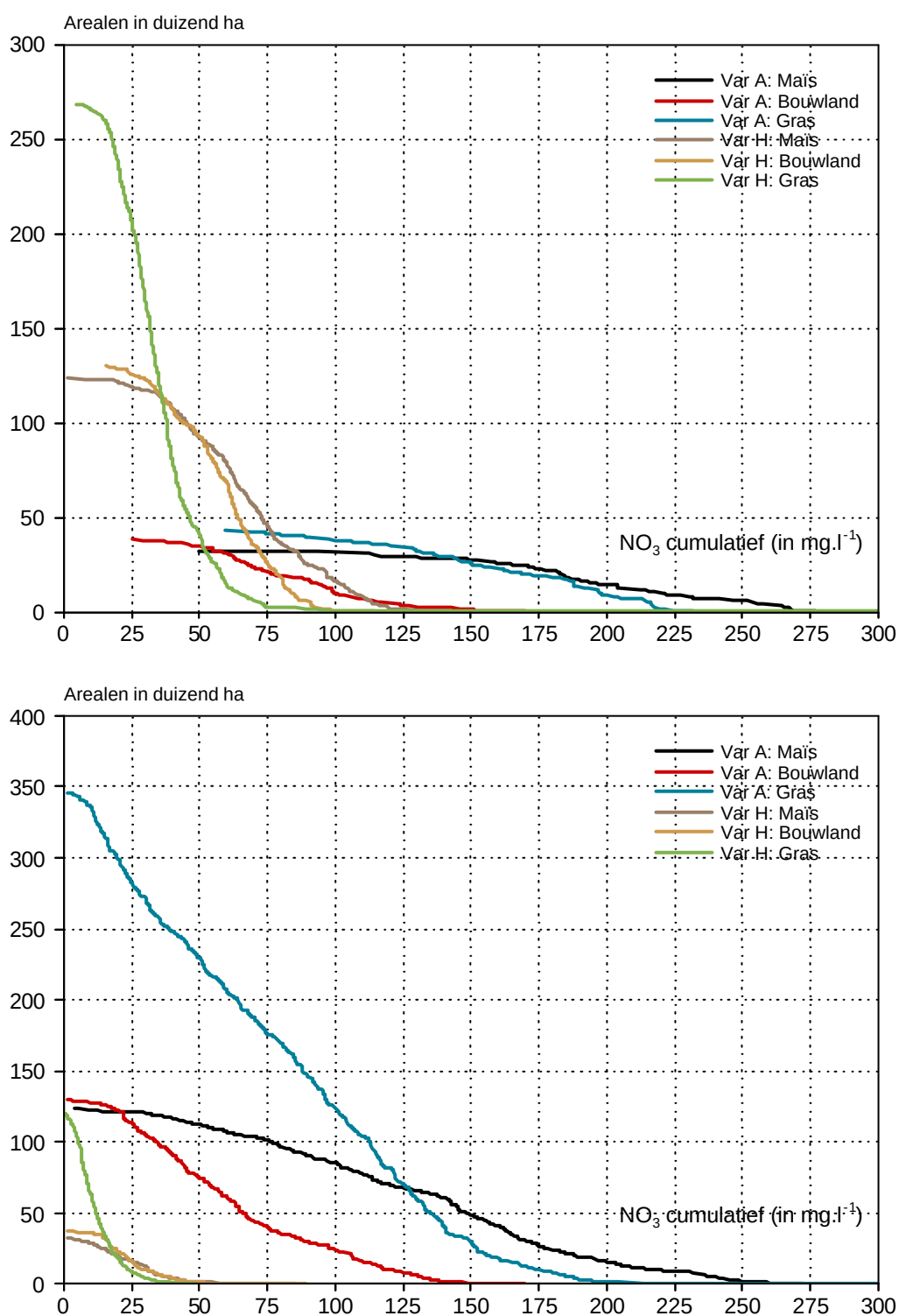


Fig. A 9.1 Areal landbouwgronden met overschrijding van een bepaalde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) voor resp. droge (boven) en natte zandgronden (onder) voor variant A en H en opgesplitst naar landgebruiksvorm

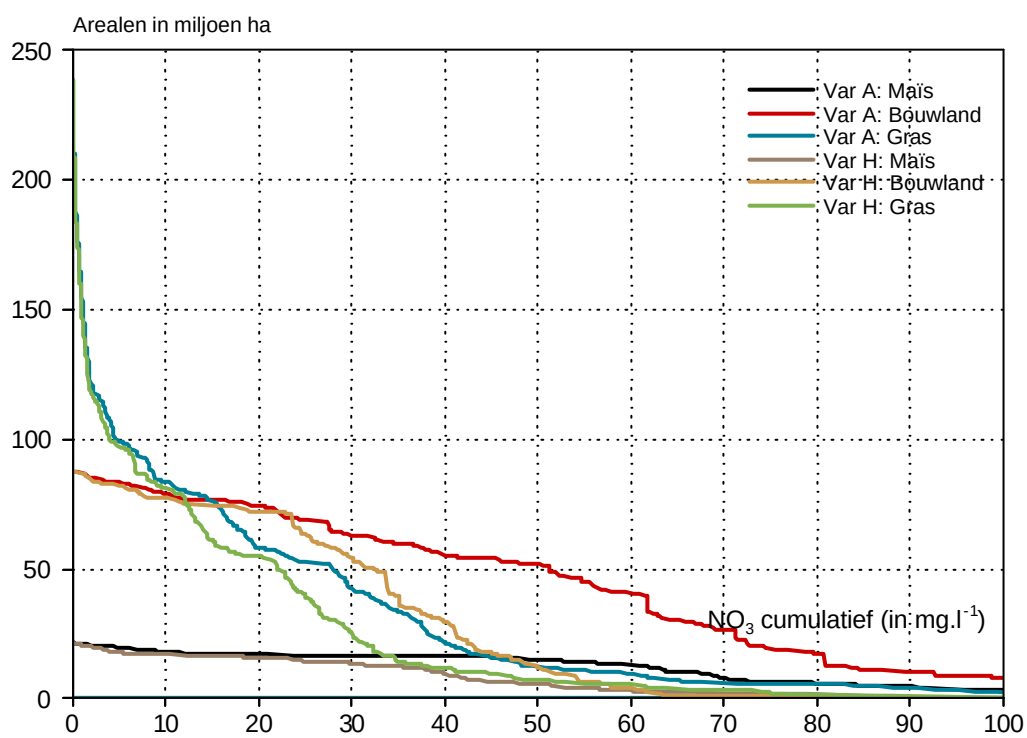
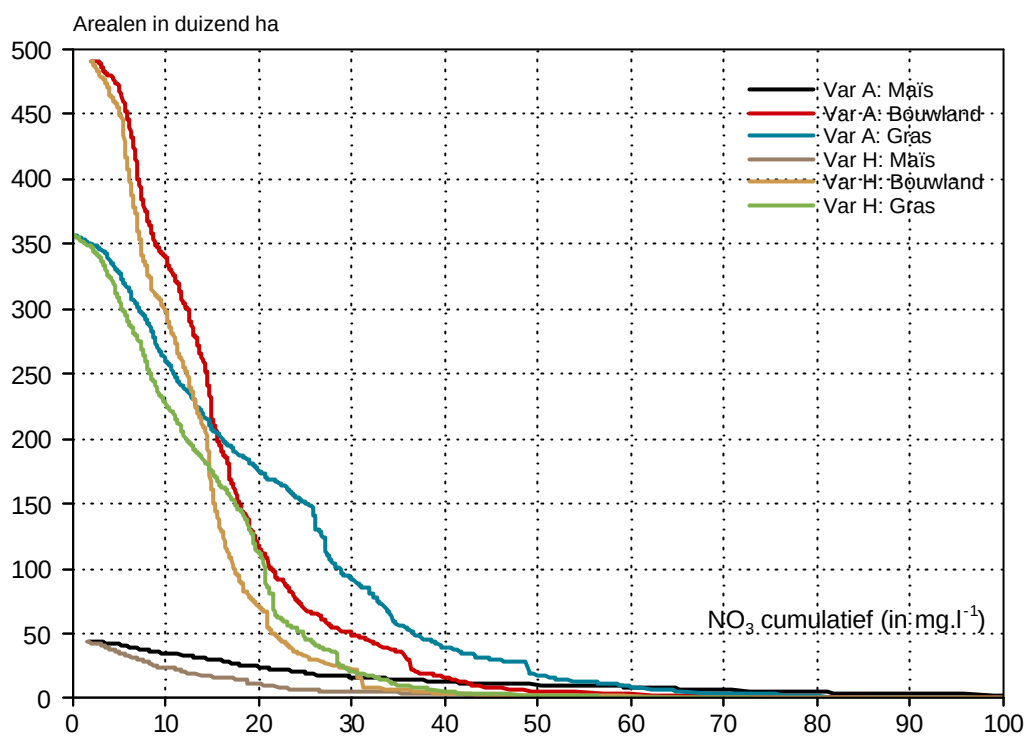


Fig. A 9.2 Areal landbouwgronden met overschrijding van een bepaalde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (GLG) voor klei- (boven) en veengronden (onder) voor variant A en H en opgesplitst naar landgebruiksvorm

Aanhangsel 10 N en P belasting oppervlaktewater (miljoen kg)

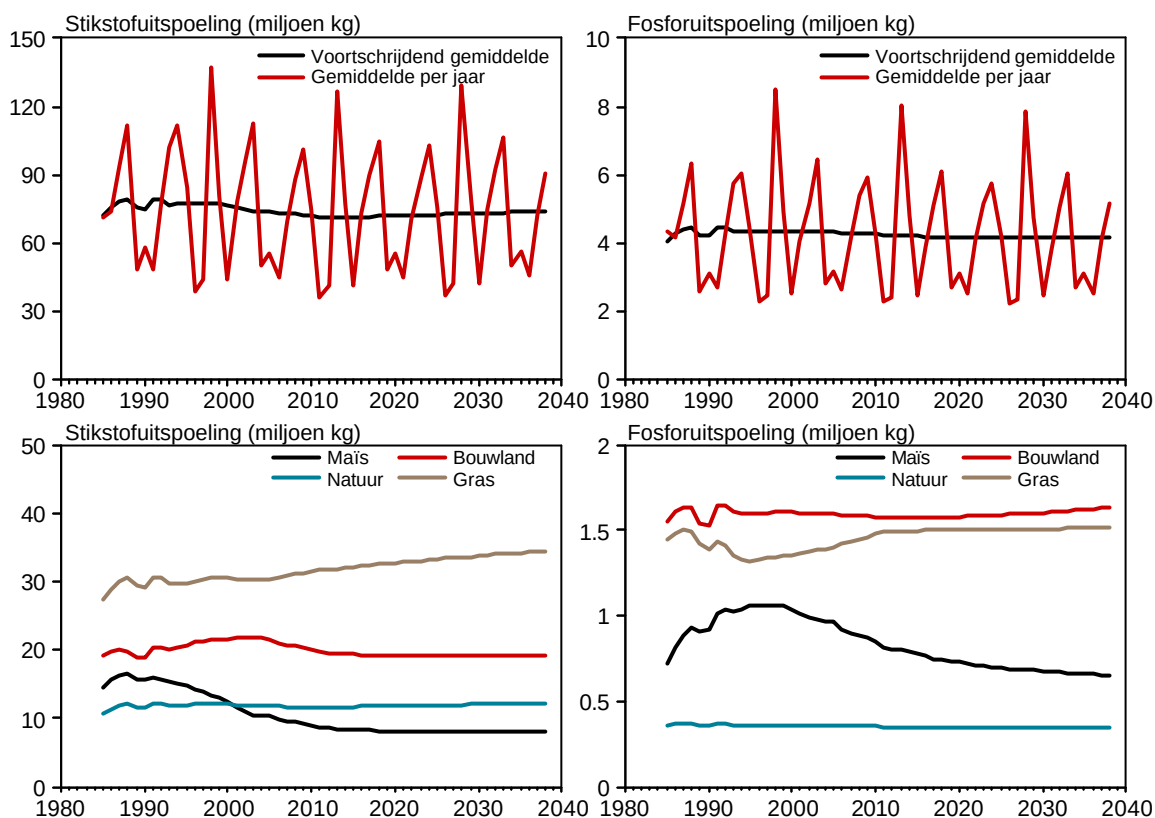


Fig. A 10.1 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in 10^6 kg N of P per jaar voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **A**

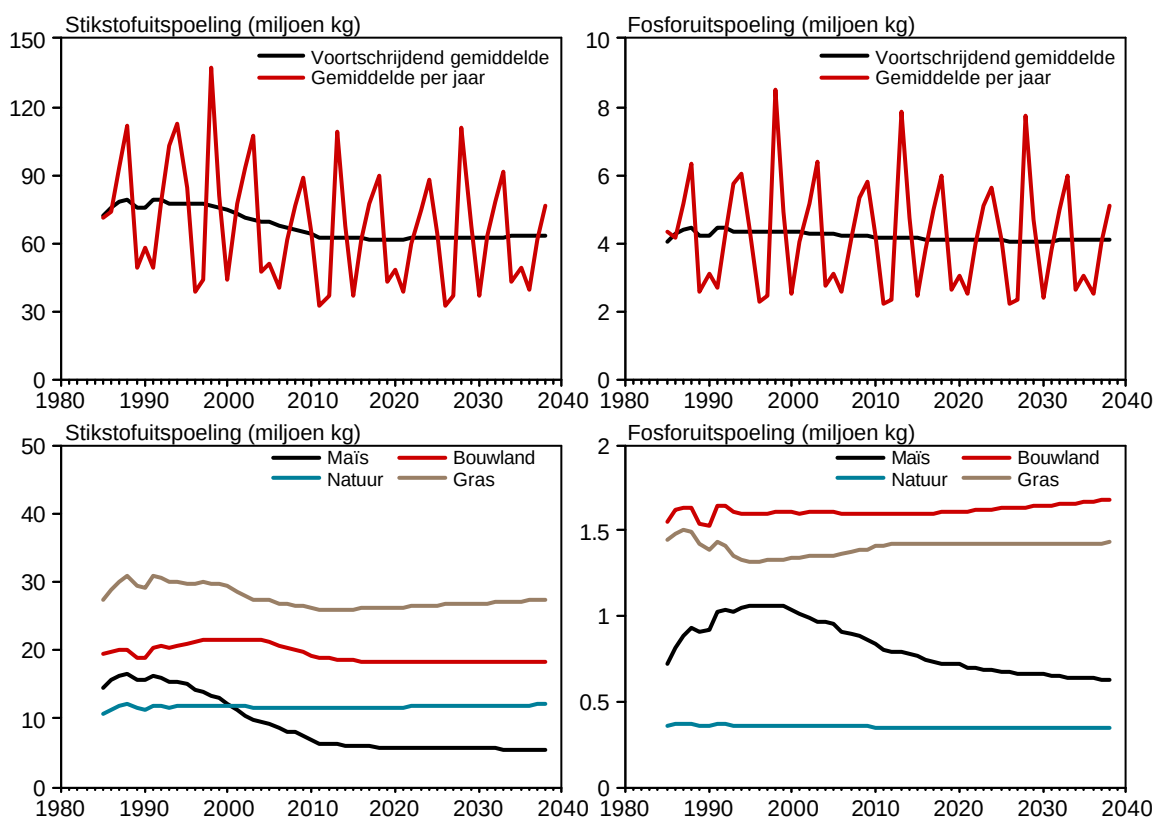
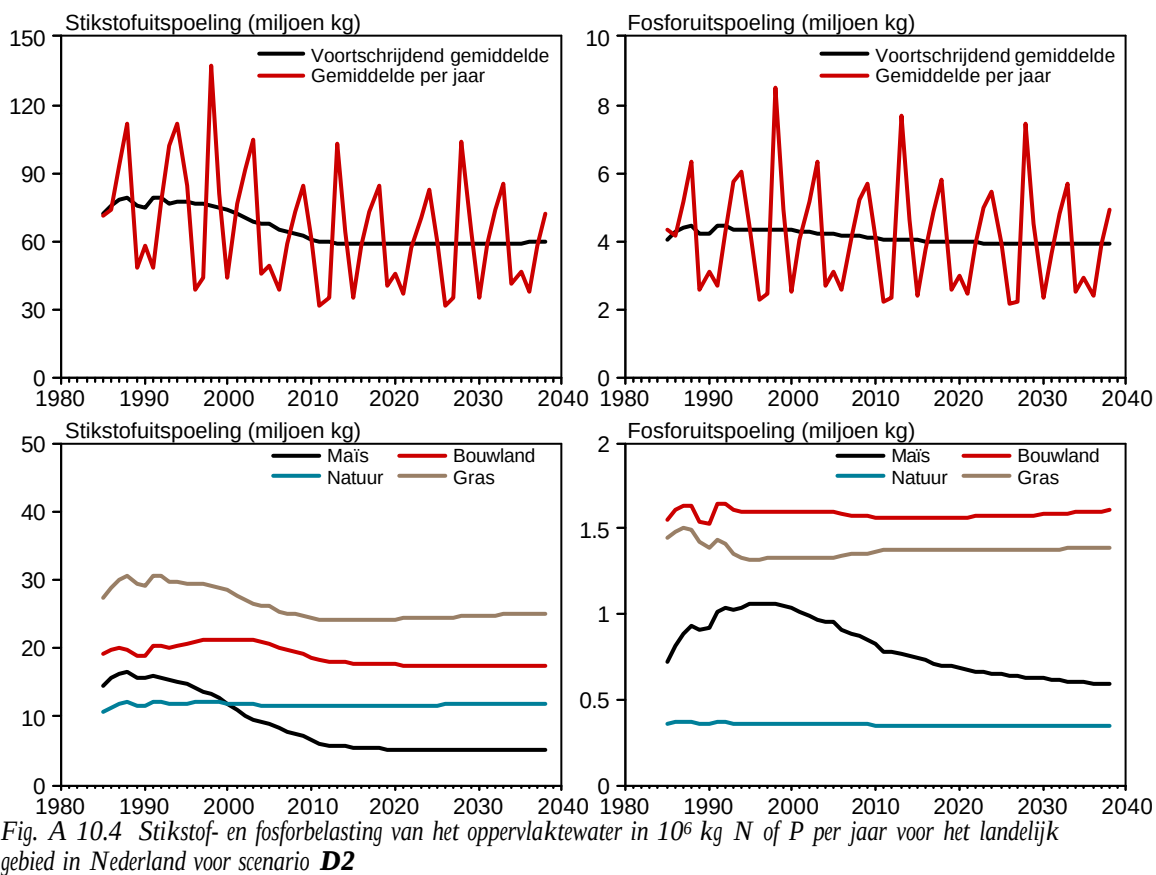
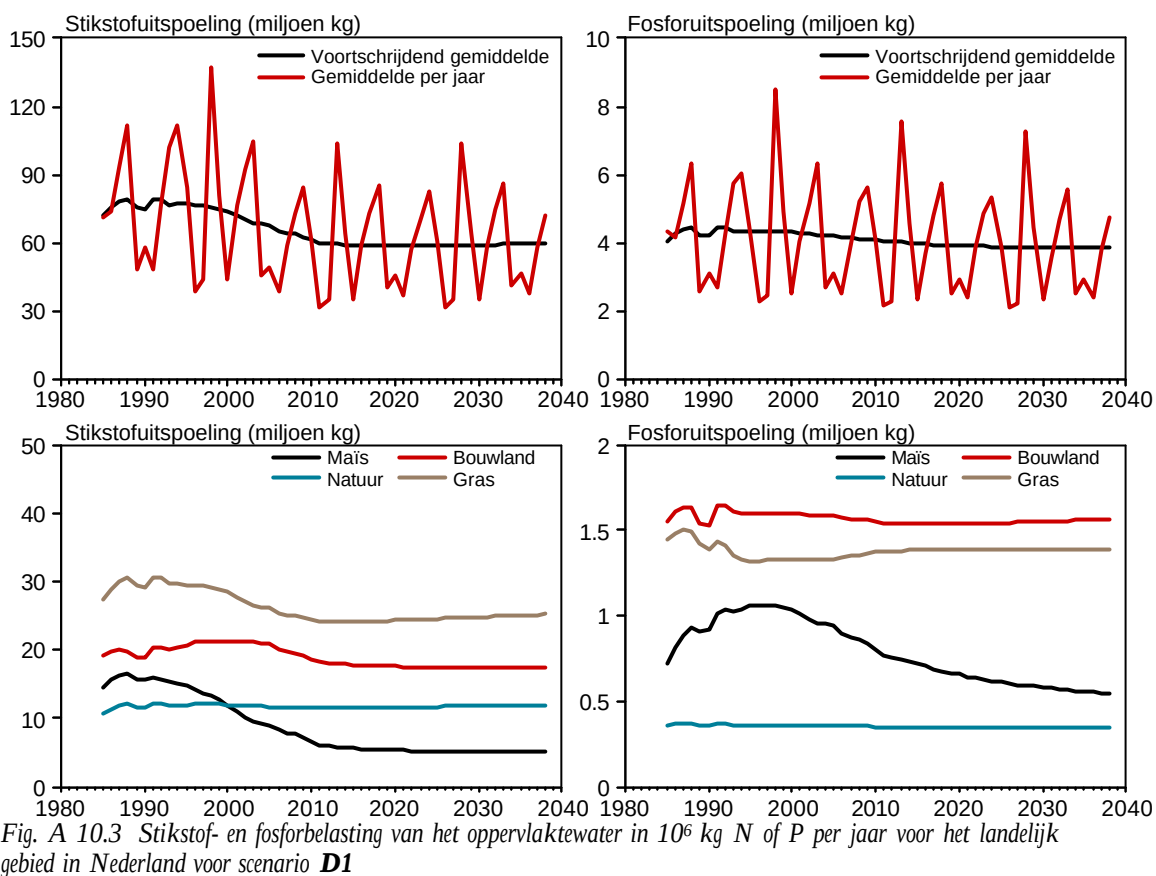
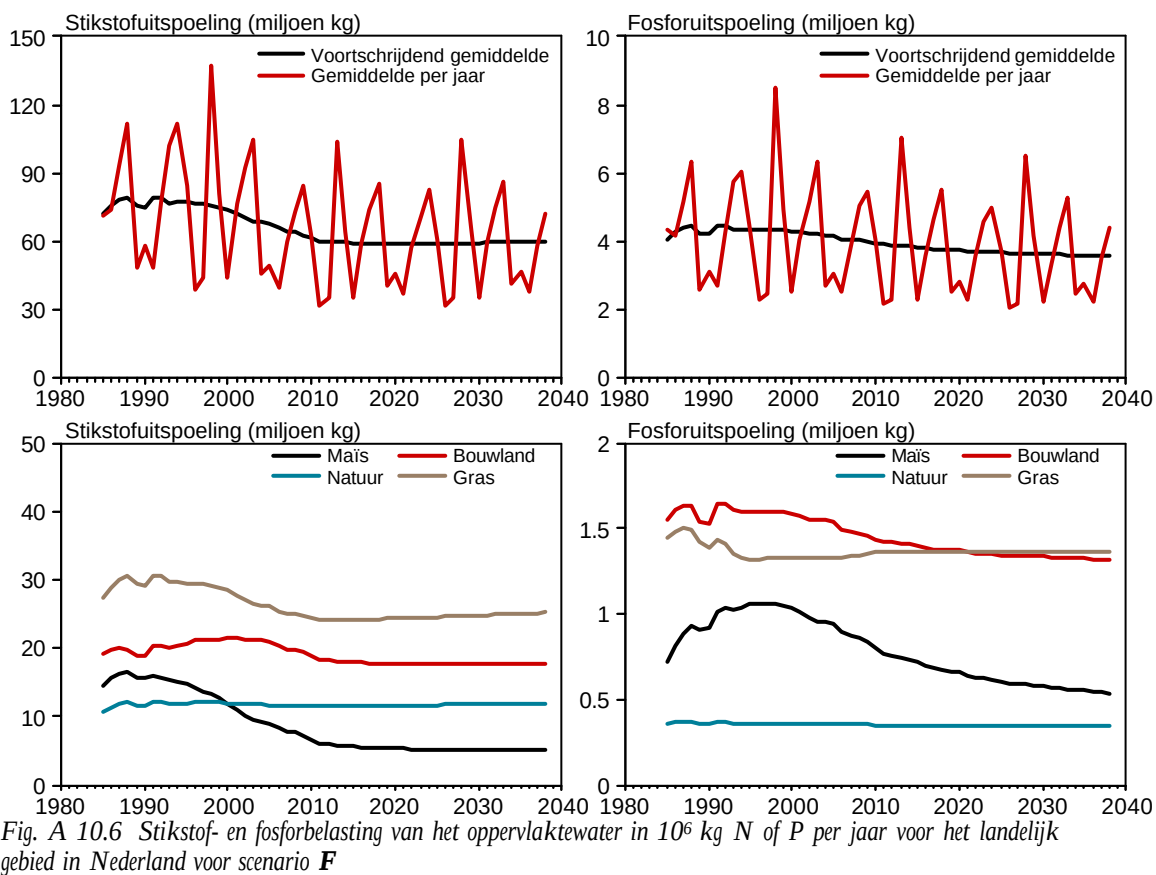
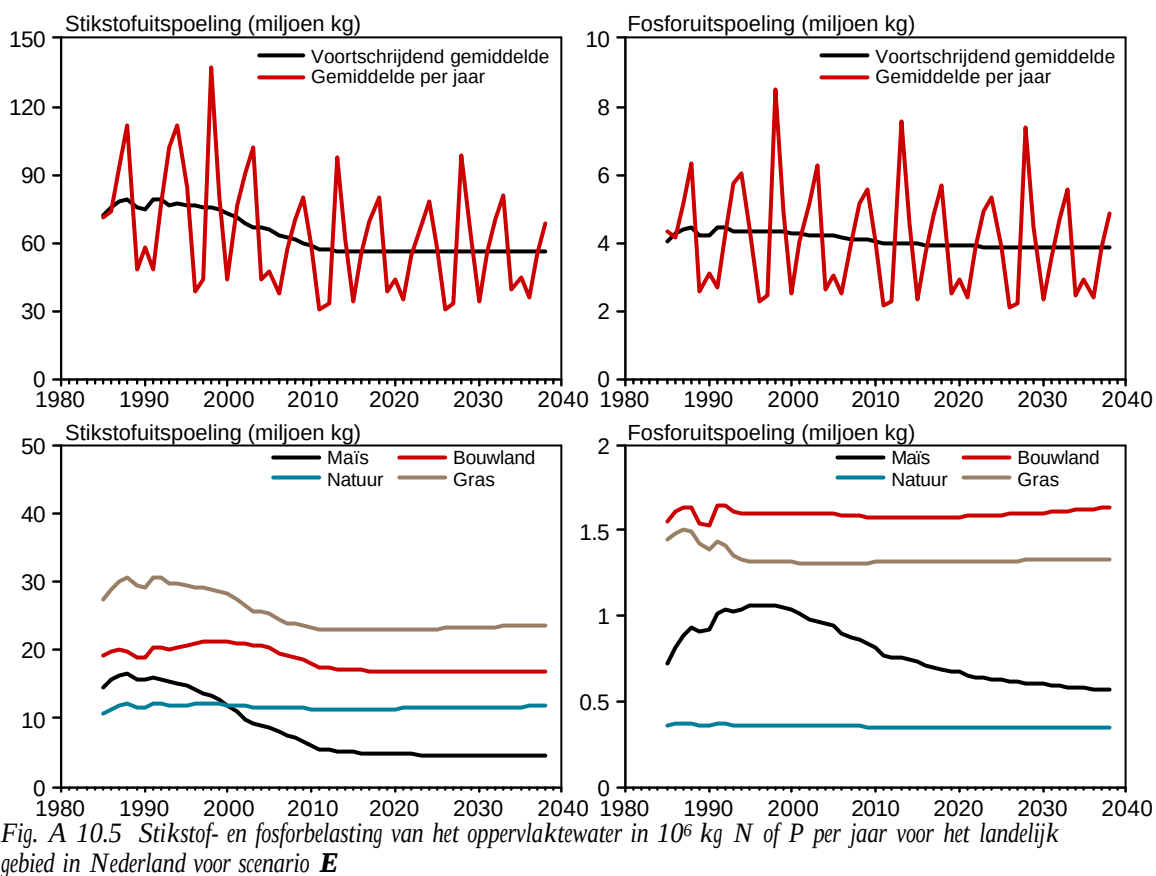


Fig. A 10.2 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in 10^6 kg N of P per jaar voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **B1**





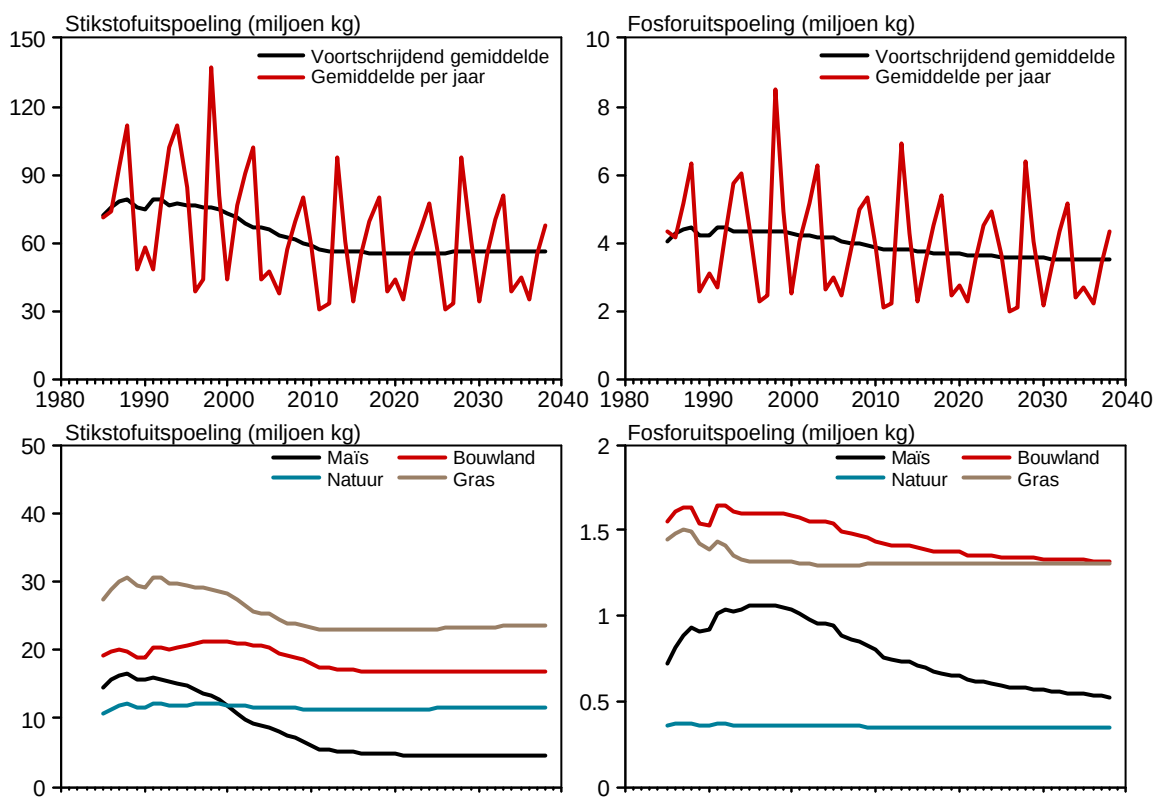


Fig. A 10.7 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in 10^6 kg N of P per jaar voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **G**

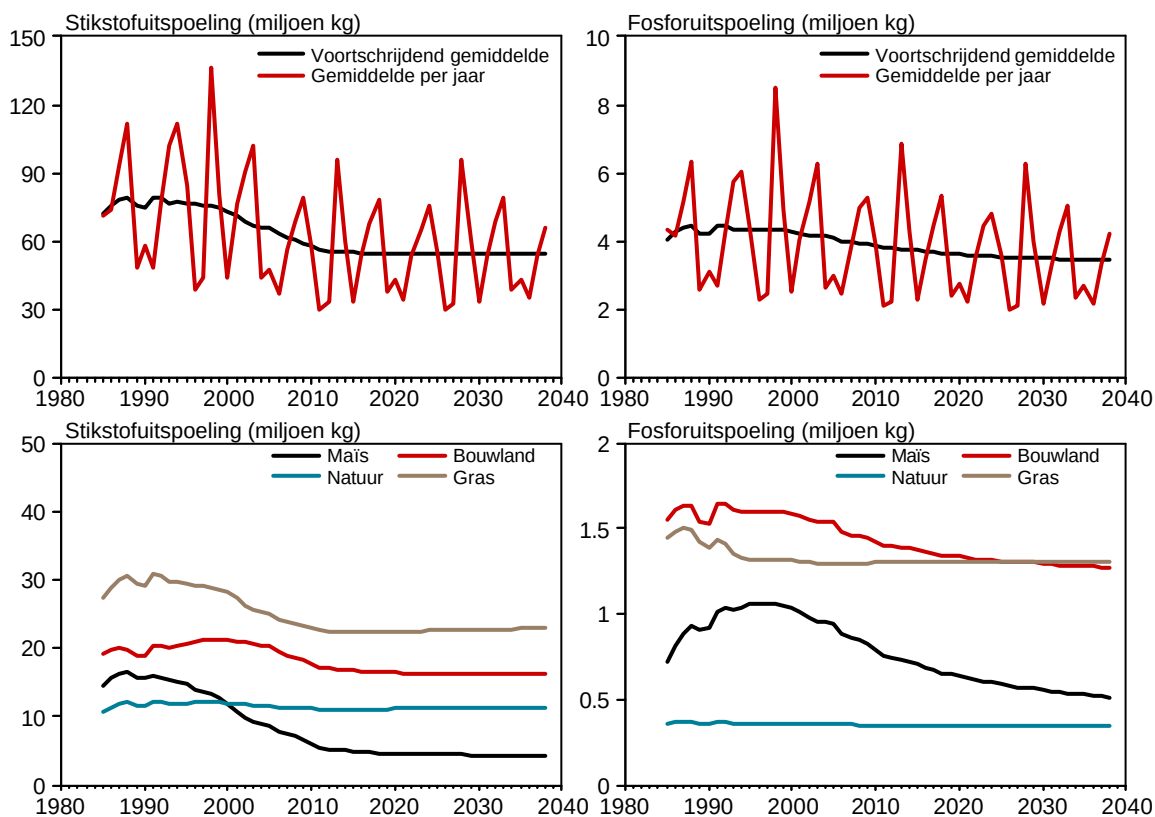


Fig. A 10.8 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in 10^6 kg N of P per jaar voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **H**

Aanhangsel 11 N en P belasting oppervlaktewater (kg ha⁻¹ jr⁻¹)

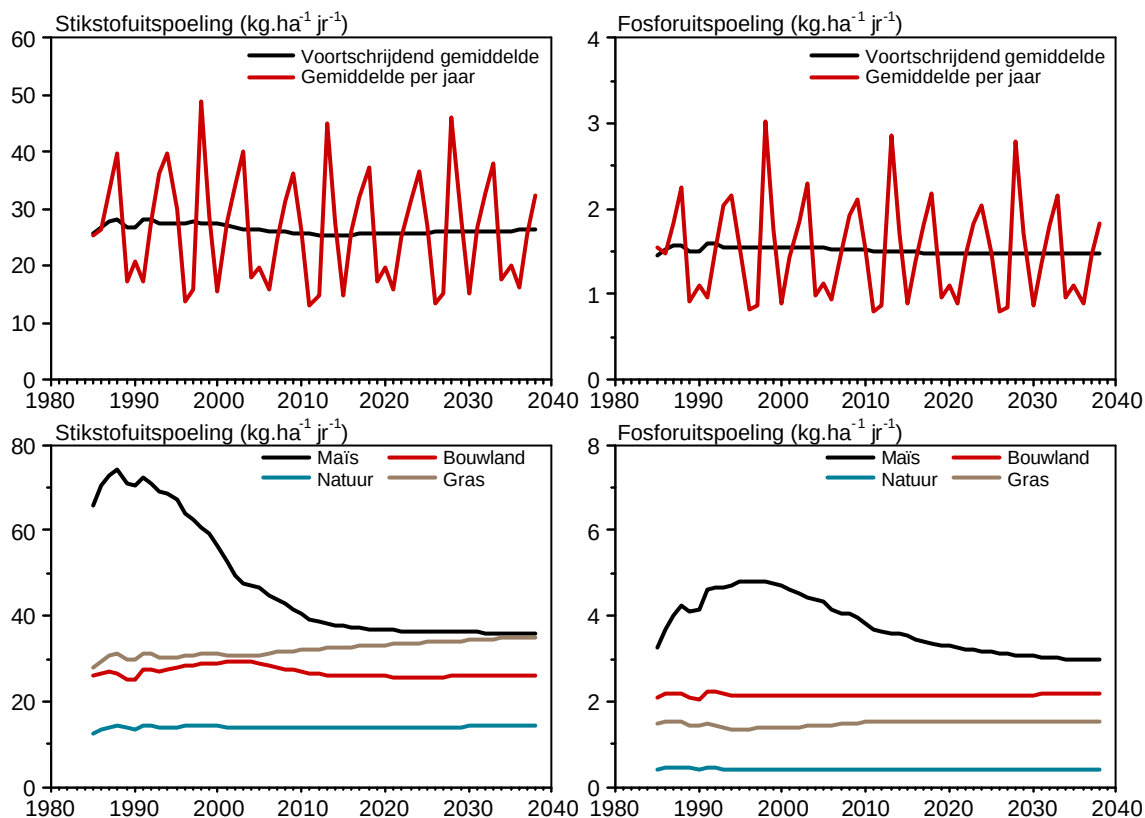


Fig. A 11.1 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in kg ha⁻¹ jr⁻¹ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **A**

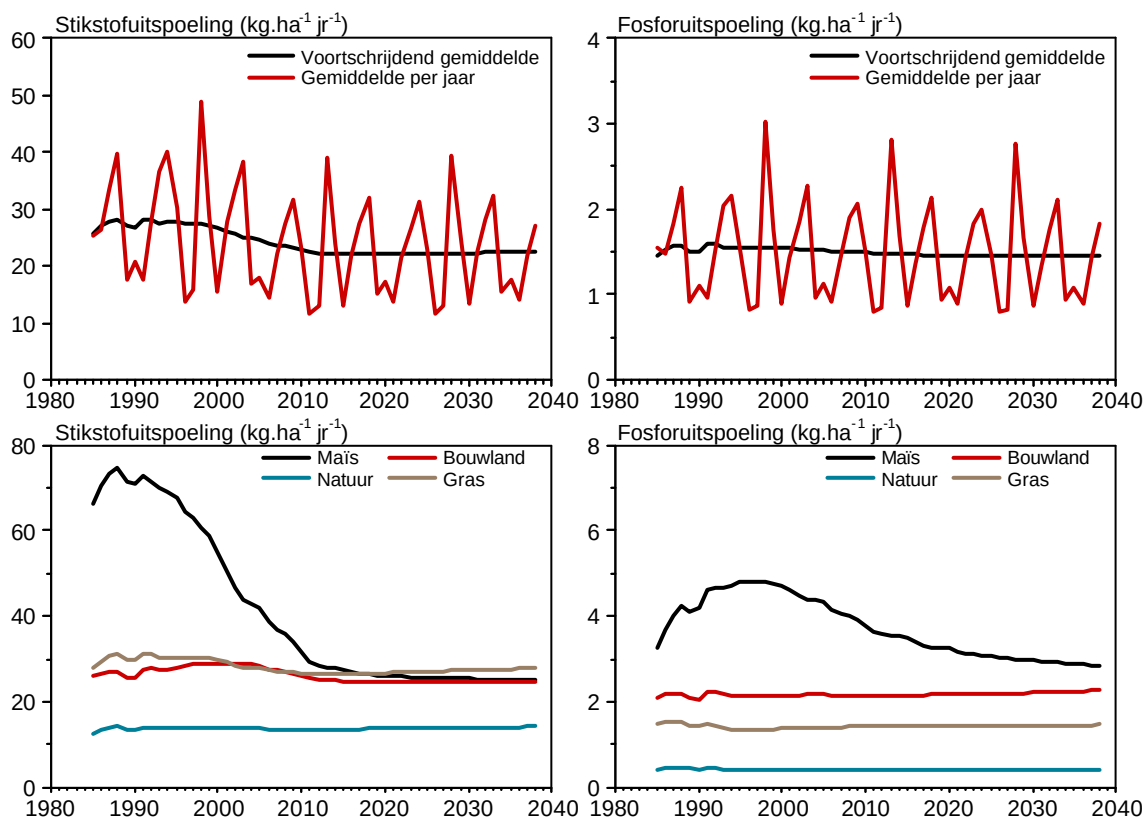


Fig. A 11.2 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in kg ha⁻¹ jr⁻¹ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **B1**

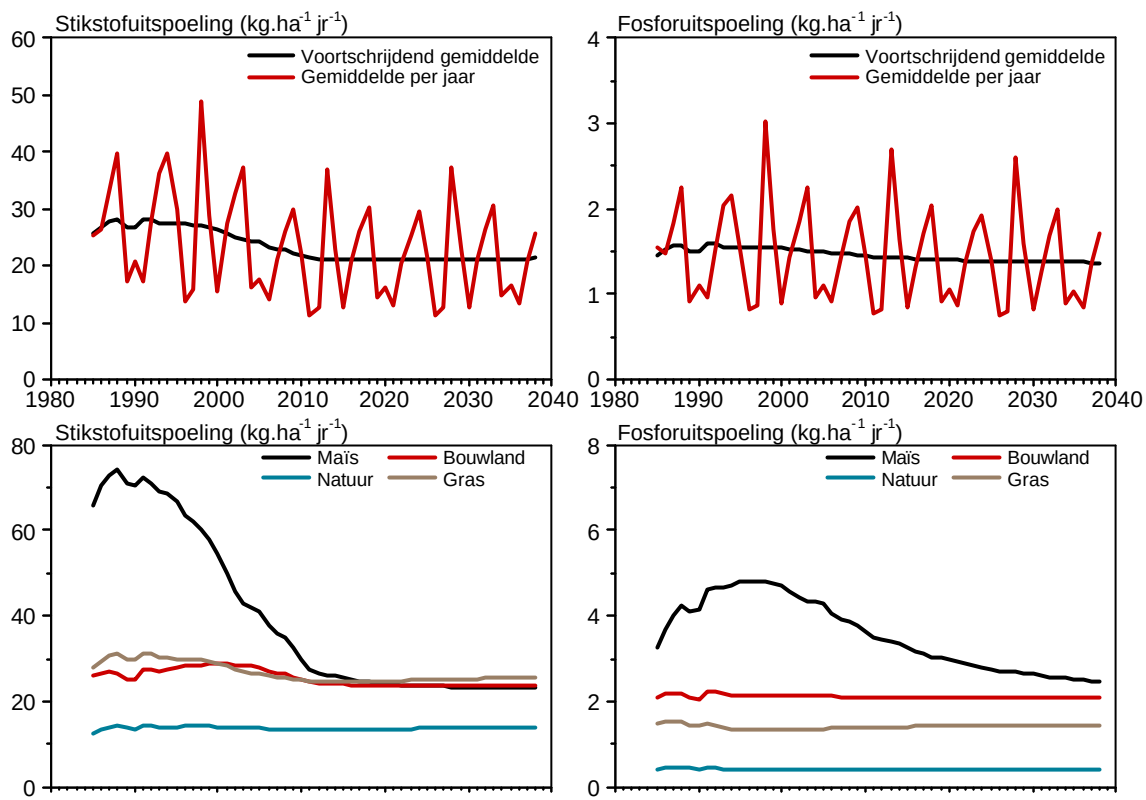


Fig. A 11.3 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in kg ha⁻¹ jr⁻¹ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **D1**

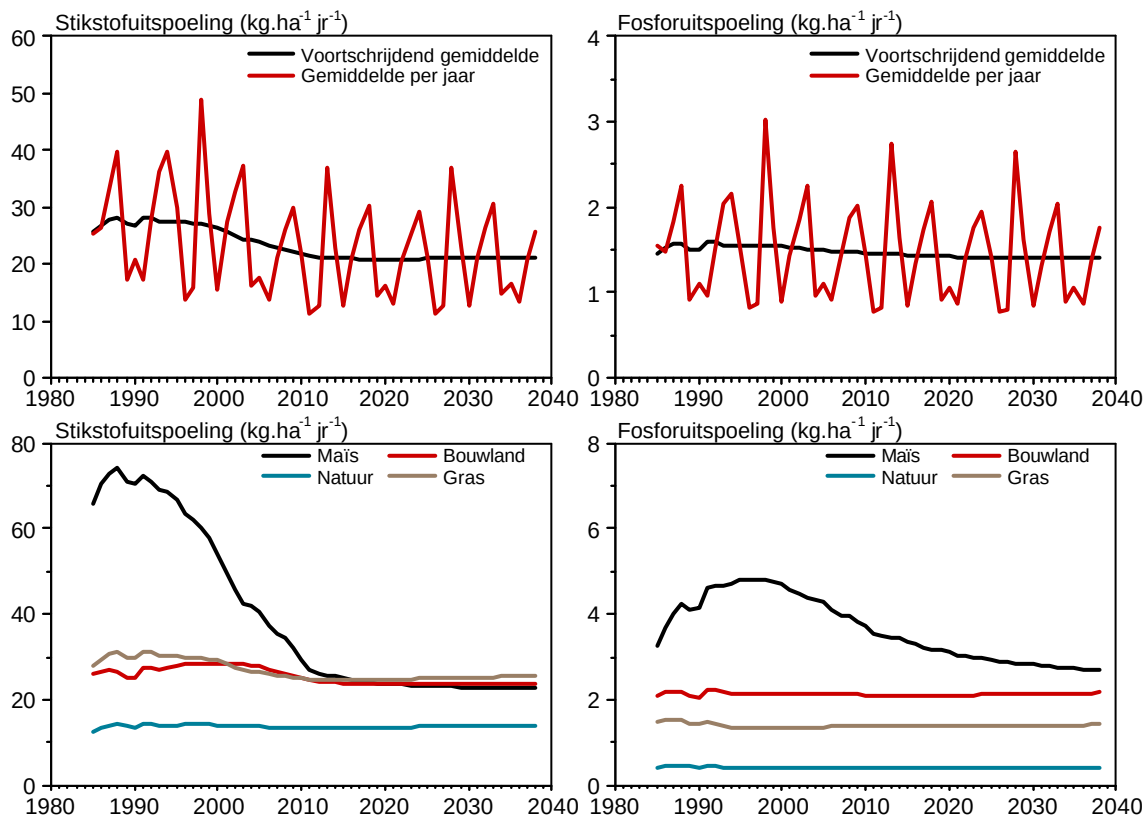


Fig. A 11.4 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in kg ha⁻¹ jr⁻¹ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **D2**

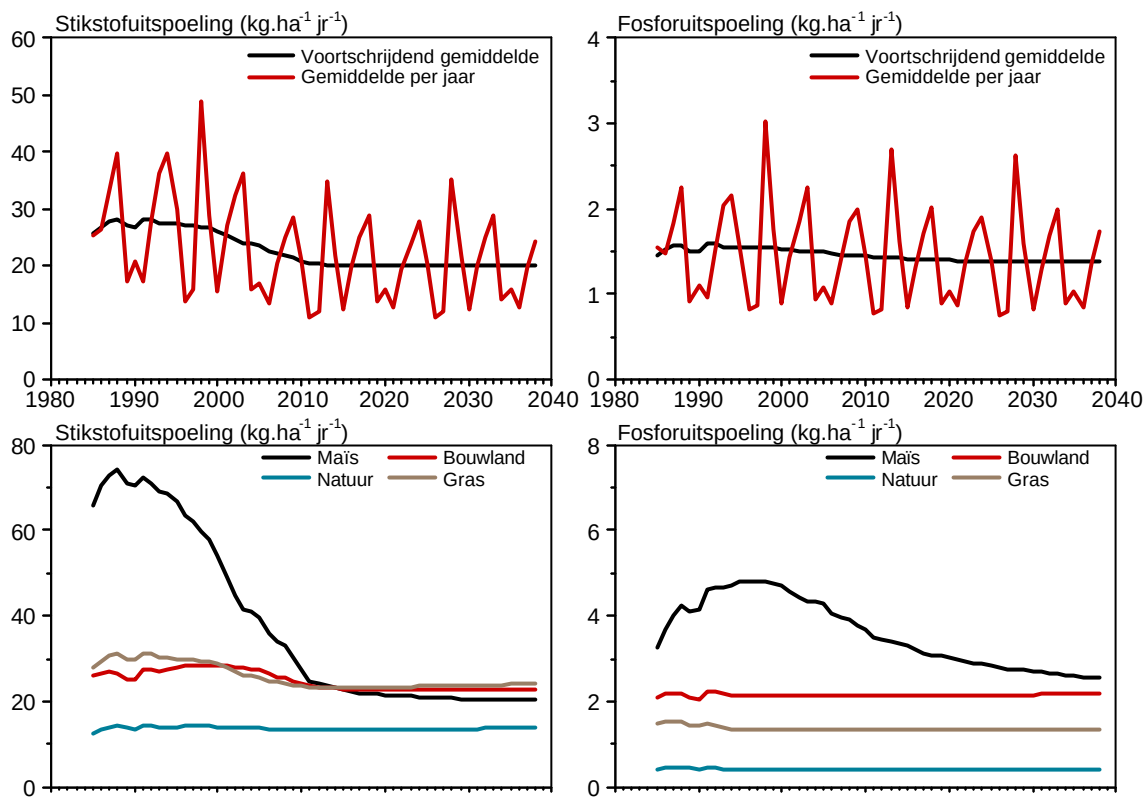


Fig. A 11.5 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **E**

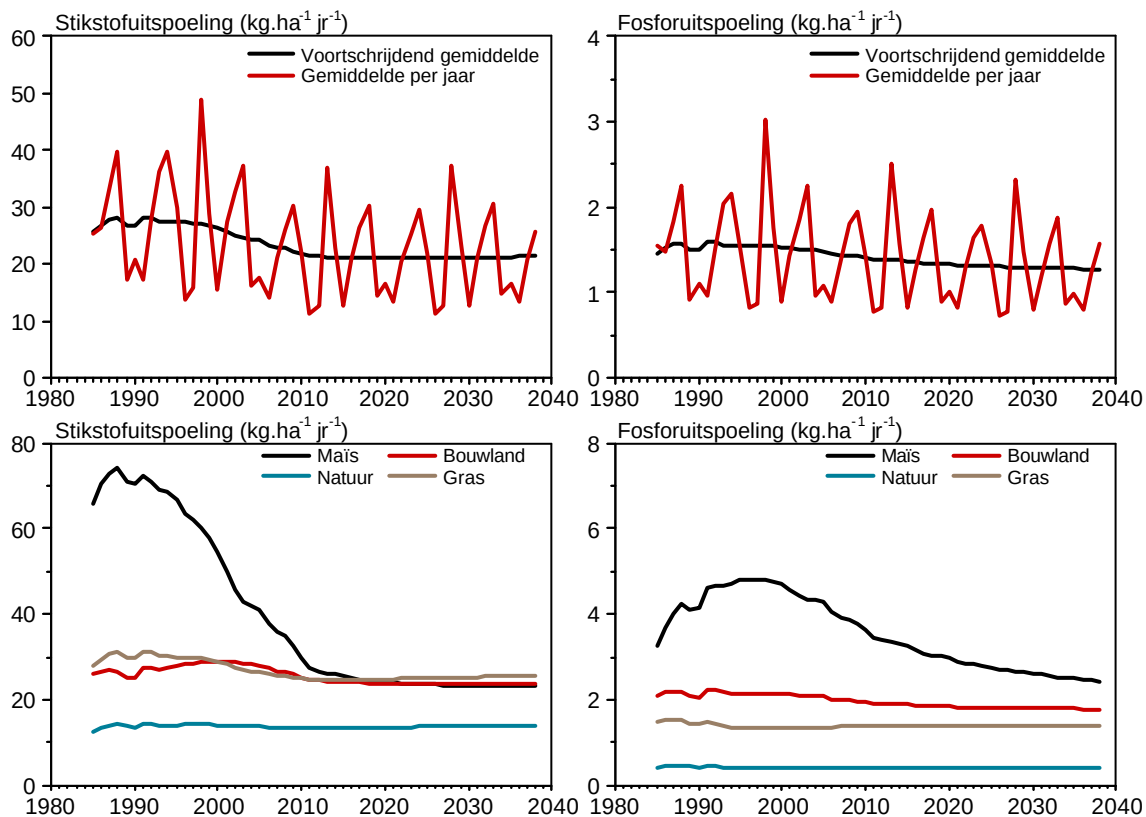


Fig. A 11.6 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **F**

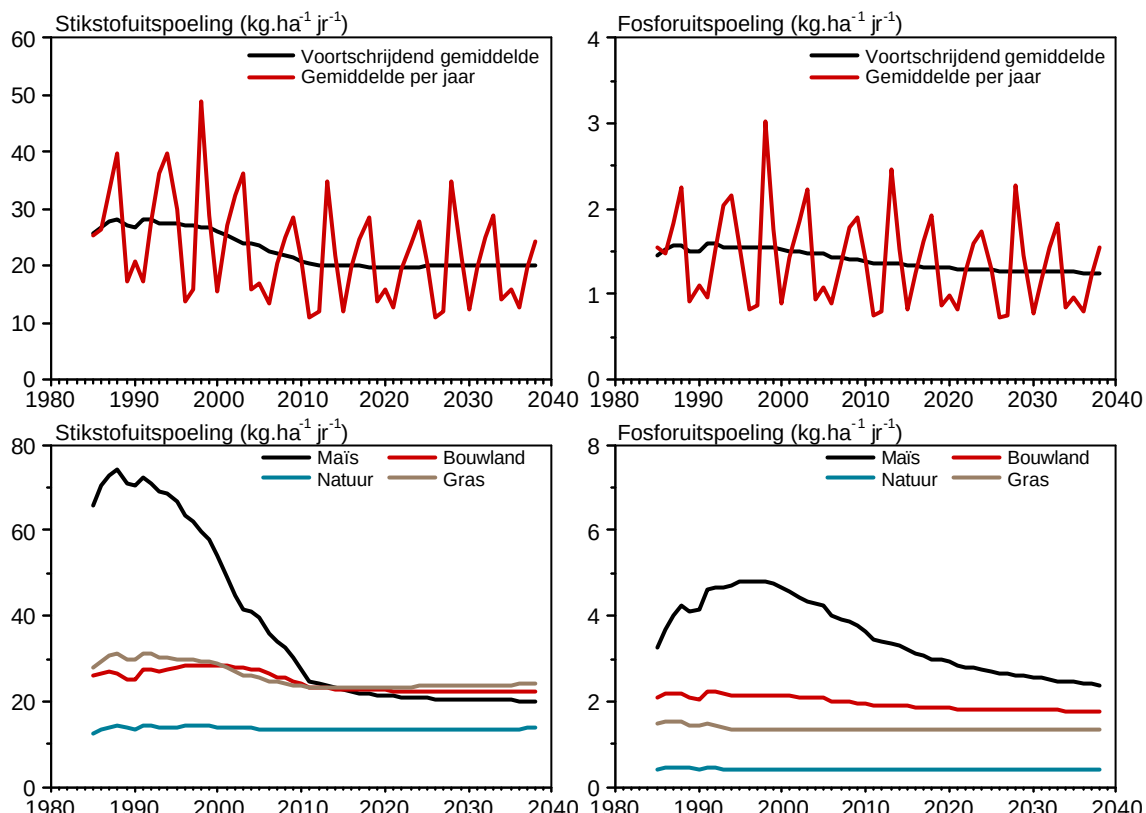


Fig. A 11.7 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **G**

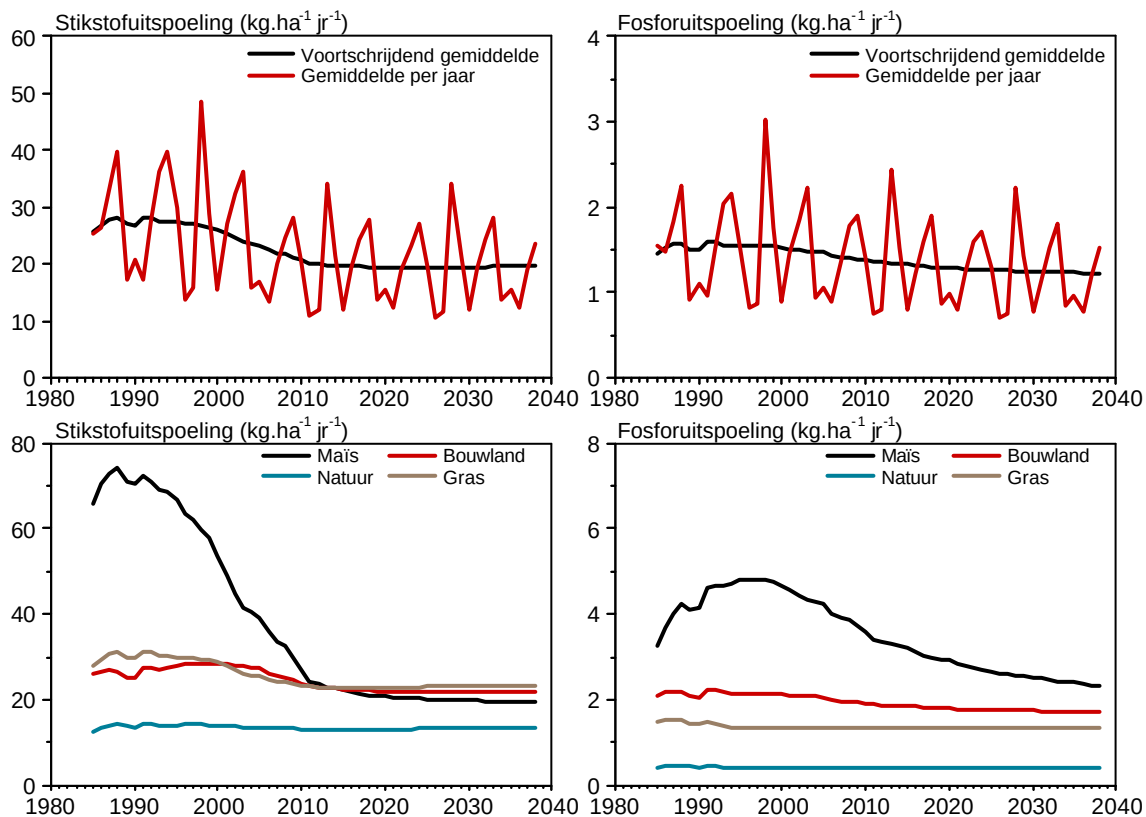


Fig. A 11.8 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ N of P voor het landelijk gebied in Nederland voor scenario **H**

Aanhangsel 12 Variant C

Bijdrage van Oene Oenema.

Inleiding

Variant C komt overeen met variant D1, met dit verschil dat voor de uitspoelingsgevoelige zandgronden geen aangescherpte verliesnormen van toepassing zijn, maar “aanvullende maatregelen”. Er zijn drie aanvullende maatregelen (t.o.v. generieke verliesnormen van variant D1: 180 kg N per ha en 20 kg P₂O₅ per ha per jaar) voorgesteld, namelijk:

- eerder opstallen (per 1 september al het vee uit de wei)
- nagewassen op bouwland en maïsland
- diepwortelende gewassen

Deze aanvullende maatregelen worden van toepassing verklaard op ca. 50.000 ha droge zandgronden in de prioritaire intrekgebieden van grondwater bestemd voor de winning van drinkwater. Dat komt overeen met droge zandgronden met Gt VII en VII*.

Het verschil tussen variant C met variant D1 is samengevat dus:

- Alleen generieke stikstofverliesnormen in variant C
- Oppervlak droge zandgronden is ca 50.000 i.p.v. 140.000 ha
- Op de droge zandgronden (50.000 ha) voornoemde aanvullende maatregelen.

Het beoogde effect van de aanvullende maatregelen is dat nitraatgehalten in het ondiepe grondwater onder of op de grenswaarde van 50 mg per liter blijft (bij een hogere netto stikstofbelasting (180 kg in variant C en 140 kg in variant D1)). Indien de aanvullende maatregelen voor droge zandgronden bij variant C evenveel effect hebben op vermindering van de nitraatuitspoeling als de aanscherping van de stikstofverliesnorm van 180 naar 140 kg per ha per jaar in variant D1, dan zou dat in theorie door een combinatie van de volgende effecten kunnen worden gerealiseerd:

- 40 kg meer ammoniakvervluchtiging; of
- 40 kg meer denitrificatie; of
- 40 kg meer netto-ophoping van stikstof in de bodem; of
- 40 kg “verdwijnt” door een combinatie van voorgaande processen.

Het netto-effect van de aanvullende maatregelen is de resultante van vele verschuivingen. Een beschouwing levert het volgende overzicht:

Eerder opstallen

Door eerder opstallen van vee komt meer mest in de mestopslag terecht en minder in de wei. De ammoniakvervluchtiging neemt daardoor toe (omdat bij weidegang minder ammoniak vervluchtigt dan bij beperkte weidegang). Bij beperkte weidegang komt minder weidemest, maar meer mest uit de put en silo op het land.

De te oogsten grasopbrengst zal daardoor iets hoger zijn en netto zal de nitraatuitspoeling kleiner zijn. Dat laatste zal vooral gebeuren als de hogere benutting van de dierlijke mest tot minder aanvoer van kunstmest leidt. Van minder aanvoer van kunstmest kan in deze variant echter niet worden uitgegaan, omdat de verliesnorm 180 kg per ha is/blijft.

Samengevat door eerder opstallen neemt de ammoniakvervluchtiging toe, de benutting van stikstof in de mest neemt toe, de te oogsten hoeveelheid gras (en mais) neemt toe, de stikstofverliezen door (de)nitrificatie in mest- en urineplekken nemen af, en de nitraatuitspoeling neemt eveneens af. Dit geldt natuurlijk alleen bij de veronderstelling dat bij variant D1 het vee wel tot na 1 september in de wei blijft lopen.

Teelt van nagewassen en tussengewassen

Nagewassen na de teelt van maïs of een akkerbouwgewas zijn in staat om 10 tot 70 kg stikstof per ha per jaar op te nemen, afhankelijk van de zaaidatum en de weersomstandigheden in het najaar. Na omploegen van het nagewas komt de stikstof deels weer vrij door mineralisatie. De vrijgekomen stikstof kan vervolgens weer worden opgenomen door het volggewas. Het resultaat is dat de hoeveelheid N-min na de oogst lager is, er stikstofophoping plaatsvindt in de organischestof van de bouwvoor, en minder stikstof door uitspoeling verloren gaat. Indien de stikstofaanvoer niet vermindert (en dat is hier het geval, want de verliesnorm is/blijft 100 kg per ha), dan zullen op (zeer) lange-termijn de verliezen weer terugkeren naar het niveau zonder nagewas, want de stikstofophoping in de bouwvoor is een eindig proces. De teelt van een nagewas vermindert de nitraatuitspoeling door een combinatie van de volgende factoren:

- opname van stikstof in het gewas
- immobilisatie van stikstof in de organischestof van de bodem, onder andere door de uitscheiding van koolstofverbindingen door het gewas en door ophoping van organische stof afkomstig van wortel- en gewasresten.
- Stikstofverliezen door denitrificatie, omdat de wortels van een gewas denitrificatie stimuleert (vergelijk grasland met bouwland) en omdat er meer organischestof in de bodem komt

Schröder et al (1996) stelden vast dat de teelt van rogge na maïs de nitraatuitspoeling met gemiddeld 25 kg per ha per jaar verminderde en dat de onderzaai (tussenzaai) van Italiaans raaigras de nitraatuitspoeling met gemiddeld 40 kg per ha per jaar verminderde. Deze resultaten zijn gebaseerd op veldproeven die vijf jaar hebben geduurd. De vermindering van de nitraatuitspoeling was vrijwel niet afhankelijk van de hoogte van de stikstofbemesting van de maïs. Wel was de vermindering van de nitraatuitspoeling groter dan de genoemde 25 kg bij rogge en 40 kg bij gras indien de stikstofgift groter was dan de optimale stikstofgift.

Samengevat nagewassen verminderen de hoeveelheid Nmin in de bodem na de oogst, verhogen de stikstofophoping in de organischestof, verminderen de nitraatuitspoeling en verhogen de N-verliezen door denitrificatie. De vermindering van de nitraatuitspoeling is sterk afhankelijk van het succes van het nagewas. Des te vroeger het nagewas (tussengewas) wordt gezaaid (aanslaat), des te groter de

drogestofopbrengst en stikstofopneming en des te sterker de nitraatuitspoeling wordt verminderd. Gemiddeld genomen vermindert de nitraatuitspoeling met 30 kg N per ha (10-50 kg N per ha), overeenkomend met een vermindering van de nitraatconcentratie in het grondwater van circa 40 mg per liter (20-75 mg per liter). In theorie neemt het effect van nagewassen neemt af in de tijd, indien de versterkte mineralisatie niet wordt gecompenseerd door een lagere stikstofbemesting. Experimentele gegevens om dit te bevestigen ontbreken.

Teelt van diepwortelende gewassen

Met diep-wortelende gewassen wordt beoogd dat nitraat uit de ondergrond wordt opgenomen en daardoor wordt behoed voor uitspoeling naar het grondwater. Diep-wortelende gewassen leiden in principe tot hogere organische-stofgehalten in de ondergrond, waardoor stikstofophoping plaatsvindt in de bodem en op termijn de stikstofverliezen door denitrificatie zouden kunnen toenemen. Daardoor zou de uitspoeling minder worden.

Het “mechanisme” dat wordt toegedicht aan diep-wortelende gewassen komt overeen met de potenties die worden toegedicht aan “simultaneous agroforestry”, waarbij gewassen in combinatie (zij aan zij of rij om rij) met veeljarige boom- en struikgewassen (veel leguminosen) worden geteeld. De filosofie hierbij is dat de bomen en struiken de stikstof uit de ondergrond opnemen die het gewas niet heeft opgenomen of niet bij kan komen vanwege de diepte.

De bewortelingsdiepte is afhankelijk van het soort gewas, bodemtype en hydrologie en bemesting. Diep-wortelende gewassen zijn over het algemeen grassen, granen, lucerne, bomen en suikerbieten. Ondiep-wortelende gewassen zijn de meeste bladgewassen (groenten, zoals spinazie en sla), bloembollen en aardappelen. De gangbare bouwplannen bevatten meestal combinaties van diep- en ondiep-wortelende gewassen. Een bouwplan met enkel diep-wortelende gewassen komt nauwelijks voor (alleen in Noord-Groningen in Oldambt op zware klei, maar daar is geen probleem met nitraatuitspoeling). Teelten met relatief veel ondiep-wortelende gewassen (bladgewassen, groenten, aardappelen, maïs) komen juist voor op zandgronden. Dit is zo omdat deze gewassen op zandgrond veel meer rendement opbrengen dan de gewassen die diep wortelen zoals granen, graszaad, bomen en lucerne.

Samengevat: teelt van diep-wortelende gewassen als maatregel om nitraatuitspoeling te beperken, is niet een eenvoudig toepasbare maatregel. Er zijn onzekerheden met betrekking tot

- I. de effectiviteit (diep-wortelende gewassen gaan mogelijk wel efficiënt met stikstof om, maar bij overmatige stikstoftoediening maakt het niet veel uit of het gewas ondiep of diep wortelt).
- II. soort gewas (wat is diep-wortelend en wat is ondiep-wortelend; waar ligt de grens, wat zijn de criteria), en
- III. de praktische toepasbaarheid (diep-wortelende gewassen hebben een relatief laag financieel rendement; wellicht is het verstandiger om 40 kg N per ha

lager overschot te hebben bij een hoog renderend, maar ondiep-wortelend gewas dan 40 kg hoger N-overschot bij een laag-renderend maar diep-wortelende gewas).

Daarenboven moet rekening worden gehouden met andere effecten. Wanneer bijvoorbeeld suikerbieten als diepwortelend gewas worden verbouwd, en er bij de oogst 100 kg N aan bladresten op het land worden achtergelaten, dan is het netto-effect wellicht toch gering t.o.v. een bloembolgewas dat weliswaar ondiep wortelt maar weinig gewasresten heeft. Kortom, de teelt van diepwortelende gewassen kan niet in generieke zin worden toegepast om de nitraatuitspoeling verminderen. Alleen in specifieke gevallen kunnen deze maatregelen perspectief bieden, bijvoorbeeld bij omschakeling naar biologische landbouw waarbij het bouwplan wordt 'verruimd' (minder hakvruchten, meer diepwortelende graangewassen).

Combinatie van de aanvullende maatregelen

De genoemde maatregelen kunnen afzonderlijk worden toegepast, maar ook in combinatie. Eerder opstallen lukt alleen bij bedrijven met rundvee; nagewassen en diep-wortelende gewassen verbouwen, lukt alleen bij bouwland en maïsland. Combinatie van eerder opstallen met de teelt van nagewassen lukt alleen op gemengde bedrijven met rundvee en akkerbouw en maïsland. In alle gevallen gaat het om onafhankelijke maatregelen, d.w.z. de effecten kunnen afzonderlijk worden berekend en naderhand worden gesommeerd.

Uit de hiervoor gegeven beschouwing blijkt dat het vooral gaat om de combinatie van “eerder opstallen” en “het telen van een tussengewas bij de teelt van maïs”. Deze beperking heeft vooral ook te maken met het feit dat de prioritaire grondwaterbeschermings-gebieden vooral in de zandgebieden voorkomen. Melkveehouderijbedrijven met graasvee, grasland en maïsland zijn hier dominant.

Hieronder wordt een kwantitatieve beschouwing gegeven van de mogelijke effecten. Daarbij is vooral naar het mogelijke effect gekeken, d.w.z. wat is er in potentie mogelijk, en er is niet naar de toepassingsmogelijkheden en kosten in de praktijk gekeken. Consequenties voor de bedrijfsvoering zijn wel geanalyseerd door het Praktijkonderzoek Veehouderij met het model BBPR (zie rapportage cluster 5).

Uitgangspunten kwantitatieve beschouwing

Variant C wordt vergeleken met variant D1. In beide varianten wordt uitgegaan van een melkveehouderijbedrijf op zandgrond met 75% grasland en 25% maïsland, en met 2,5 gve per ha. Veevoeding en excretie van N door het vee worden normatief vastgesteld, conform Tamminga e.a. (2000). Totale excretie van dierlijke mest is $2,5 \times 129 \text{ kg N} = 322 \text{ kg N}$ per ha per jaar.

In beide varianten wordt uitgegaan van of volledige weidegang (20 uur) of beperkte weidegang (8 uur per dag, als meest toegepaste beweidingssysteem). In variant D1 is

de weidegang van 1 mei tot 1 november (6 maanden), in variant C van 1 mei tot 1 september (4 maanden). In variant D1 wordt bij volledige en beperkte weidegang respectievelijk $6/12 \times 20/24 \times 322 = 134$ kg N en $6/12 \times 8/24 \times 322 = 54$ kg N per ha aan weidemest geproduceerd, en wordt respectievelijk 188 en 268 kg per ha aan dierlijke mest N in de stal uitgescheiden. Omdat de weidemest alleen op grasland terecht komt, is de hoeveelheid weidemest respectievelijk $134 \times 4/3 = 179$ kg N en $54 \times 4/3 = 72$ kg N per ha grasland

In variant C wordt bij volledige en beperkte weidegang respectievelijk $4/12 \times 20/24 \times 322 = 89$ kg N en $4/12 \times 8/24 \times 322 = 36$ kg N per ha aan weidemest geproduceerd en wordt respectievelijk 233 en 286 kg N per ha aan dierlijke mest N in de stal uitgescheiden. Omdat de weidemest alleen op grasland terecht komt, is de hoeveelheid weidemest respectievelijk $89 \times 4/3 = 119$ kg N en $36 \times 4/3 = 48$ kg N per ha.

In beide varianten wordt uitgegaan van de volgende cijfers voor ammoniakvervluchtiging

Kunstmest :	2% van Ntotaal
Dierlijke mest op grasland:	8% van Ntotaal
Dierlijke mest op maïsland:	10% van Ntotaal
Weidegang, weidemest:	8% van Ntotaal
Stal en mestopslag:	15% van Ntotaal
Bronnen: Steenvoorden e.a. (1999); Oenema e.a. (2000)	

Het maïsland heeft in variant D1 geen tussengewas van gras en in variant C wel. Het tussengewas wordt na het zaaien van de maïs gezaaid, om een goede en snelle doorgroei mogelijk te maken na de oogst van de maïs. Het beoogde effect van een goed tussengewas is meervoudig:

- het tussengewas neemt minerale N uit de bodem op die de maïs heeft achtergelaten (inclusief de minerale N die in nazomer en herfst door mineralisatie vrijkomt). Hier wordt aangenomen dat gemiddeld 40 kg N per ha in de bovengrondse biomassa wordt opgenomen (bandbreedte 10-70 kg N per ha (Schröder et al., 1996)).
- het tussengewas vergroot de gewasverdamping, waardoor minder water wegzijgt naar het grondwater; er wordt aangenomen dat gemiddeld 35 mm water meer verdampt door de aanwezigheid van het tussengewas (Schröder et al., 1996).
- het tussengewas vermindert de oppervlakkige afstroming naar oppervlaktewateren; er bestaan hierover geen kwantitatieve gegevens. Aangenomen wordt dat dit effect alleen van lokaal van belang is. Het wordt verder niet meegenomen in de kwantitatieve beschouwing.
- het tussengewas vergroot de aanvoer van organische stof naar de bodem met naar schatting 1000 tot 2000 kg per ha (Schröder et al., 1996), waardoor ook de mineralisatie toeneemt. Onder gemiddelde omstandigheden resteert na een jaar circa eenderde deel van deze extra aangevoerde hoeveelheid en na 10 jaar minder dan 10%.
- het tussengewas vergroot de denitrificatiecapaciteit van de bodem door extra aanvoer van organische stof in de bodem, en door de aanwezigheid van wortels

die zuurstof uit de bodem consumeren en organische stof uitscheiden. Het effect hiervan is ondermeer een verminderde uitspoeling van nitraat.

- het tussengewas vermindert de nitraatuitspoeling door deze bovenvermelde effecten in combinatie. Dit totale effect wordt geschat op 25 tot 40 kg N per ha per jaar (Schröder et al., 1996).

Ammoniakvervluchtiging

Tabel A 12.1. Stikstofverliezen door ammoniakvervluchtiging uit kunstmest en dierlijke mest bij volledige en beperkte weidegang voor de varianten C en D1, in kg NH₃-N per ha per ha.

Emissiebron	Volledige weidegang		Beperkte weidegang	
	Variant C	Variant D1	Variant C	Variant D1
Kunstmest	3	3	3	3
Dierlijke mest op grasland	16	13	19	18
Dierlijke mest op maïsland	20	16	24	23
Weidegang, weidemest	10	14	4	6
Stal en mestopslag	35	28	43	40
Totaal	83	74	93	90

De ammoniakvervluchtiging, in kg NH₃-N per ha per jaar, uit kunstmest en dierlijke mest bij volledige en beperkte weidegang voor de varianten C en D1 is weergegeven in Tabel A 12.1. Verschillen tussen de varianten C en D1 in ammoniakvervluchtiging zijn beperkt, vooral bij 's nachts opstallen (beperkte weidegang). In variant C is de ammoniakvervluchtiging bij volledige weidegang 9 kg N per ha en bij beperkte weidegang 3 kg N per ha per jaar groter dan in variant D1, door al het vee per 1 september op te stallen in plaats van per 1 november, bij overigens gelijkblijvende omstandigheden. Dit betekent dus dat de totale netto-belasting van de bodem in variant C 3 tot 9 kg N per ha kleiner is dan in variant D1.

Netto-aanvoer van stikstof uit dierlijke mest

Door al het vee per 1 september op te stallen bij variant C in plaats van per 1 november bij variant D, bij overigens gelijkblijvende omstandigheden, is er minder weidemest en meer dierlijke mest in stal en mestopslag bij variant C (Tabel A 12.2).

Bij *volledige weidegang* vermindert de hoeveelheid stikstof in weidemest bij variant C met 56 kg per ha grasland en neemt de hoeveelheid stikstof in de mest uit stal en mestopslag, die op het grasland terechtkomt, met 47 kg per ha toe. De totale aanvoer op grasland van stikstof uit dierlijke mest vermindert dus met 9 kg per ha (resultante van minder weidemest en meer mest uit stal en mestopslag). Voor het maïsland is aangenomen dat de stikstofbemesting gelijk blijft, namelijk 144 kg N per ha uit dierlijke mest.

Bij *beperkte weidegang* vermindert de hoeveelheid weidemest bij variant C met 22 kg N per ha en neemt de hoeveelheid mest uit stal en mestopslag die op het grasland terechtkomt met 18 kg N per ha toe (Tabel A 12.2). De totale aanvoer van stikstof uit dierlijke mest op grasland vermindert dus met 4 kg per ha (resultante van minder weidemest en meer mest uit stal en mestopslag). Voor het maïsland is aangenomen dat de stikstofbemesting gelijk blijft, namelijk 205 kg N per ha uit dierlijke mest.

Tabel A 12.2. Netto-aanvoer van stikstof uit dierlijke mest (gecorrigeerd voor ammoniakvervluchtiging bij beweiding en na toediening van de mest) bij volledige en beperkte weidegang voor de varianten C en D1, in kg N per ha per jaar.

	Volledige weidegang		Beperkte weidegang	
	Variant C	Variant D1	Variant C	Variant D1
Dierlijke mest op maïsland	144	144	205	205
Dierlijke mest op grasland	194	147	228	210
Weidegang, weidemest	109	165	44	66
Totale mest naar grasland	303	312	272	276

Samengevat, in variant C is de totale aanvoer van stikstof uit dierlijke mest op grasland 4 tot 9 kg per ha lager dan in variant D. In variant C komt 16 tot 36 % van de dierlijke mest als weidemest verdeeld over de maanden mei tot en met augustus op het land terecht. In variant D komt 24 tot 53 % van de dierlijke mest als weidemest verdeeld over de maanden mei tot en met oktober op het land terecht. De verdeling van de mest over het land bij variant C is gunstiger voor een hoge benutting van de toegediende dierlijke mest dan bij variant D1, omdat zowel de ruimtelijke verdeling als de verdeling over het seizoen beter is in variant C dan in variant D1. Indien de stikstof uit de dierlijke mest in variant C beter wordt benut dan in variant D1 (groter fractie wordt door het grasland opgenomen), dan resulteert dat vervolgens ook in een grotere hoeveelheid stikstof in de mest en dus in een grotere belasting van de bodem met stikstof uit dierlijke mest dan nu berekend. Dat betekent dat de totale aanvoer van stikstof uit dierlijke mest en de opname van stikstof door het gras hoger is bij variant C dan bij variant D. Omdat het totale stikstofoverschot op de MINAS-balans niet verandert, betekent dit dat de netto-belasting van de bodem van grasland 4 tot 9 kg per ha kleiner is in variant C vergeleken met variant D1. Voor maïsland blijft de belasting gelijk.

Effecten op nitraatuitspoeling

De teelt van een nawas of tussengewas bij maïs is een effectieve manier om de nitraatuitspoeling te verminderen. De gemiddeld nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van droge zandgronden daalt met circa 40 mg per liter. Om dit effect te realiseren dient het nawas of tussengewas wel de kans te krijgen om zich te ontwikkelen. Dat betekent dat de maïs (of een ander akkerbouwgewas) niet te laat geoogst moet worden. Onder gunstige omstandigheden kan de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater zelfs met meer dan 40 mg per liter dalen. Maïs wordt veelal op melkveehouderijbedrijven geteeld in combinatie met grasland in een verhouding van 1:3. Dit betekent dat de teelt van een nawas het bedrijfsgemiddelde nitraatgehalte doet verminderen met ca. 10 mg per liter.

Eerder opstellen vermindert de netto-belasting van de bodem met 3 tot 9 kg stikstof per ha per jaar, door verhoging van de stikstofverliezen via ammoniakvervluchting, bij overigens gelijkblijvende omstandigheden (stikstofoverschot blijft gelijk). Op bedrijfsniveau daalt hierdoor het nitraatgehalte in het bovenste grondwater met 1 tot 4 mg nitraat per liter.

Samenvattend, de aanvullende maatregelen voor de droge zandgronden in variant C verminderen het nitraatgehalte in het bovenste grondwater met 11-14 mg per liter. Deze daling is bijna even groot als de daling van het nitraatgehalte in het bovenste grondwater door vermindering van het stikstofoverschot op droge zandgronden met 40 kg per ha per jaar (12-16 mg per liter), afhankelijk o.a. van de grondwatertrap. In variant C is de ammoniakvervluchting 3-10% hoger dan in variant D1 (er is deels dus sprake van afwenteling op stikstofverliezen door ammoniakvervluchting).

Vergelijking uitkomsten BBPR en STONE

De effecten van aanscherping van stikstofverliesnormen op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, zoals gepresenteerd in deze paragraaf, zijn gebaseerd op resultaten van berekeningen met STONE. Deze resultaten komen redelijk goed overeen met de resultaten die worden berekend met het model BBPR (Milieu- en Natuurplanbureau RIVM, 2002). Resultaten van beide modellen zijn getoetst aan resultaten van metingen; die van STONE onder andere aan resultaten van het Landelijk mestmeetnet, die van BBPR aan resultaten van proefvelden en proefbedrijven. In beide modellen is het verband tussen stikstofoverschot (volgens MINAS) en nitraatconcentratie in het bovenste grondwater lineair, maar afhankelijk van grondwatertrap en bedrijfsvoering. Maar er zijn ook verschillen:

- STONE berekent een ruimtelijk gedifferentieerd beeld van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor heel Nederland, voor alle vormen van grondgebruik. BBPR berekent nitraatgehaltes in het bovenste grondwater van een melkveebedrijf met grasland en maïsland, als functie van bedrijfsvoering.
- Bij STONE zijn de verschillen in nitraatconcentratie tussen grondwatertrappen bij een zelfde stikstofoverschot groter dan bij BBPR. Bij een hoog stikstofoverschot zijn de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van droge zandgronden (Gt VII en VII*) bij STONE gemiddeld genomen hoger dan bij BBPR. Bij nattere gronden (Gt VI en V) berekent BBPR gemiddeld genomen hogere nitraatgehaltes dan STONE.
- Het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is bij STONE steiler dan bij BBPR. D.w.z., bij afnemend stikstofoverschot dalen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater sterker bij STONE dan bij BBPR.
- Voor de varianten D t/m H berekent BBPR gemiddeld genomen lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van droge zandgronden dan STONE. Dit hangt samen met de hiervoor genoemde verschillen, maar ook met lagere opgelegde stikstofoverschotten bij BBPR dan bij STONE voor de genoemde varianten.

Samenvattend, resultaten van beide modellen komen op hoofdlijnen overeen, maar er zijn ook verschillen. Deze verschillen zijn illustratief voor de grote (ruimtelijke) variatie in het verband tussen stikstofoverschot en nitraatgehaltes in het bovenste grondwater, en voor de kennis daarover. Beide modellen berekenen voor droge zandgronden dat stikstofverliesnormen fors aangescherpt dienen te worden om een nitraatgehalte van maximaal 50 mg per liter in het bovenste grondwater te realiseren (van variant B naar D en H). De overeenkomst in resultaten geeft aan dat de gepresenteerde resultaten over het verband tussen stikstofoverschot en nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op hoofdlijnen betrouwbaar zijn. De verschillen geven aan dat verdere modeltoetsing en monitoring nodig zijn.

