



Effecten van bemestingsstrategieën op grasopbrengsten en stikstofverliezen onder gemaaid grasland

Een simulatiestudie

J.G. Conijn & P. Henstra



Rapport 66



Effecten van bemestingsstrategieën op grasopbrengsten en stikstofverliezen onder gemaaid grasland

Een simulatiestudie

J.G. Conijn & P. Henstra

© 2003 Wageningen, Plant Research International B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Plant Research International B.V.

Exemplaren van dit rapport kunnen bij de (eerste) auteur worden besteld. Bij toezending wordt een factuur toegevoegd; de kosten (incl. verzend- en administratiekosten) bedragen € 50 per exemplaar.

Plant Research International B.V.

Adres : Droevendaalsesteeg 1, Wageningen
: Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 - 47 70 00
Fax : 0317 - 41 80 94
E-mail : postkamer.pri@wur.nl
Internet : <http://www.plant.wageningen-ur.nl>

Inhoudsopgave

	pagina
1. Samenvatting	1
2. Inleiding	5
3. Materiaal en methode	7
3.1 Model	7
3.1.1 CNGRAS	7
3.1.2 CNSOIL	7
3.1.3 FUSSIM	7
3.1.4 NITDEN	8
3.2 Invoergegevens	8
3.2.1 Bodem	8
3.2.2 Grondwaterstand	9
3.2.3 Weer	9
3.2.4 Gras	10
3.2.5 Management	10
Bemesting	10
Maaikalender	12
Aantal velddagen	12
Irrigatie	12
3.3 Uitvoervariabelen	13
3.4 Bemestingsscenario's	13
3.4.1 <i>Tsom</i> -scenario	13
3.4.2 <i>Kunstmest</i> -scenario	14
3.4.3 <i>Min-Giften</i> -scenario	15
3.4.4 <i>Nmin</i> -scenario	15
3.5 Bemestingsproef	15
4. Resultaten	17
4.1 Grondwaterstand	17
4.1.1 Periode 1992-1994	17
4.1.2 Periode 1971-1986	20
4.2 Bemestingsproef	20
4.2.1 Opbrengst versus stikstofgift	20
4.2.2 N ₂ O-emissie versus stikstofgift	22
4.3 Bemestingsscenario's	23
4.3.1 Waterbalans	23
4.3.2 Relatie tussen nitraatgehalte en grasopbrengst	23
4.3.3 Uitspoeling als functie van stikstofoverschot en totaal stikstofverlies	25
4.3.4 Uitspoeling als functie van Nmin (najaar) of werkzame stikstofgift	27
4.3.5 Wat is toelaatbaar?	30
4.3.6 N ₂ O-emissie als functie van denitrificatie en werkzame stikstofgift	30
4.3.7 Relatie tussen N ₂ O-emissie en nitraatgehalte	32

	pagina
5. Discussie	35
5.1 Grondwaterstand	35
5.2 Bemestingsproef	35
5.2.1 Opbrengstberekeningen versus proefveldresultaten	35
5.2.2 N ₂ O-emissiefactor	36
5.3 Bemestingsscenario's	36
5.3.1 Effect van neerslag op nitraatgehalte	36
5.3.2 Effectiviteit van maatregelen	37
Nitraatgehalte	37
N ₂ O-emissie	38
5.3.3 Relatie tussen stikstofresponscurve en bemestingsadvies	38
5.3.4 Uitspoeling als functie van werkzame stikstofgift	39
5.3.5 Uitspoeling als functie van N _{min} (najaar)	40
5.3.6 Wat is toelaatbaar?	42
5.3.7 De hoogte van het denitrificatieverlies	43
6. Conclusies en aanbevelingen	45
Referenties	47
Bijlage I. Profielbeschrijving van de bodem met betrekking tot de bodemfysische parameters voor de waterretentie curve en de hydraulische geleidbaarheidscurve, zoals gebruikt in de berekeningen	2 pp.
Bijlage II. Modelresultaten uitgedrukt als gemiddelde van 15 verschillende jaren (periode 1971-1985)	2 pp.

1. Samenvatting

Inleiding

De ondernemers in de landbouw worden geconfronteerd met de maatschappelijke wens om producten te leveren via een productiewijze die 'schoon' en duurzaam verloopt. Ten aanzien van de stikstofverliezen heeft de Europese Unie (EU) al 1991 de nitraatrichtlijn ingesteld. Hiermee werd bepaald dat het stikstofverlies in landbouwgebieden die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling beperkt diende te worden tot een maximum van 50 mg nitraat per liter grondwater. Deze richtlijn blijkt voor de Nederlandse (intensieve) melkveehouderij, met name in de zandgebieden, een lastige opgave te zijn, aangezien bij veel melkveebedrijven anno 2002 de norm voor de nitraatconcentratie in het grondwater nog steeds overschreden wordt.

Deze situatie vormde de aanleiding voor een studie naar nitraatuitspoeling onder grasland, waarbij de volgende vraag centraal staat:

'Welke bemestingsstrategie kan het beste gebruikt worden om het doel, i.e. 50 mg nitraat l⁻¹ in het bovenste grondwater, te bereiken?'

Methode

Bovenstaande vraag is aangepakt door berekeningen uit te voeren met een model waarmee alle relevante processen in vegetatie en bodem van een graslandperceel worden gesimuleerd. Er is gekozen voor berekeningen op perceelsniveau, omdat de nitraatuitspoeling in sterke mate bepaald wordt door perceelseigenschappen. Het rekenmodel bestaat uit een aantal onderdelen die ieder een deel van de berekeningen uitvoeren: CNGRAS (grasgroei en -afsterving), CNSOIL (dynamiek bodemorganische stof en mineralisatie), FUSSIM (water- en stikstofstromen in de bodem) en NITDEN (omzettingen van stikstofverbindingen in de bodem). Door voor een groot aantal jaren te rekenen, werden jaargemiddelden bepaald van de volgende grootheden: grasopbrengsten (droge stof en stikstof), percolatie van water op 1 m diepte, nitraatuitspoeling op 1 m diepte, nitraatstikstofconcentratie in het percolatiewater, totale denitrificatie, N₂O-emissie en hoeveelheid anorganische stikstof in de bodem (N_{min}) op 1 november.

De resultaten hebben betrekking op een bepaalde locatie (zandgrond, circa 4% organische stof in de bodem, 0-20 cm) in combinatie met een bepaald beheer (100% maaien, vaste drijfmestgift van 50 m³ ha⁻¹ jr⁻¹). Andere eigenschappen van de locatie waarvoor gerekend werd: lemig fijn zand met 5,1% klei (< 2 μm), grondwatertrap V_{ao}, stikstofleverend vermogen van de grond circa 130 - 140 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en geen directe afvoer van water en opgeloste stoffen via sloten.

In de basisberekening werd de vaste drijfmestgift (N _{totaal} = 245 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) aangevuld met kunstmest (circa 217 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) en verdeeld over de maaisneden volgens het landbouwkundig advies van de commissie 'Bemesting Grasland en Voedergewassen' uit 1998. Naast de basisberekening met het bemestingsadvies is een aantal alternatieve bemestingsstrategieën gedefinieerd en van elk is een aantal opties doorgerekend. Hierbij kwamen verschillende aspecten van graslandbemesting aan bod, zoals timing van toediening, verdeling van de gift in het jaar en verlaging van de kunstmestgift. Ook het effect van irrigatie als onderdeel van het graslandmanagement is in deze studie onderzocht. Door te irrigeren kunnen de groeiomstandigheden voor het gras verbeterd worden en dit kan een groot effect hebben op de berekende grootheden. Daarom zijn alle berekeningen in tweevoud uitgevoerd: met en zonder irrigatie van het perceel.

Resultaten, discussie en conclusies

Alvorens het model te gebruiken voor deze studie heeft een calibratie plaatsgevonden met behulp van gegevens uit 1992 van een proef op het proefbedrijf 'Aver Heino'. Deze proef liep door tot en met 1994 en de jaarlijkse grasopbrengsten (gemiddelden van drie jaren, 1992-1994) blijken goed overeen te komen met de berekende waarden van het model (gemiddelden van 15 jaren, 1971-1985). De verschillen zijn hierbij kleiner dan 10%. Ook met betrekking tot het stikstofleverend vermogen van de grond (NLV), bleek er een goede overeenkomst tussen metingen en modelresultaten, waarbij de afwijking tussen beide slechts 6% bedroeg. Met het model zijn tevens resultaten berekend met betrekking tot de totale denitrificatie en de N₂O-emissie. Op basis van een vergelijking van gemeten waarden op 'Aver Heino' (van twee jaren) en berekende waarden (van 15 jaren) bleek het effect van kunstmestgift op de N₂O-emissie goed gesimuleerd te worden (afwijking minder dan 3%).

Daarnaast zijn de resultaten van het model vergeleken met metingen van een proef in Ruurlo (1980-1985), omdat de locatie en de proefomstandigheden hiervan veel overeenkomsten vertoonden met die van 'Aver Heino'. De relatie tussen stikstofuitspoeling en werkzame N-gift, respectievelijk hoeveelheid anorganische stikstof in de bodem op 1 november (N_{min}), gemeten in de Ruurlo-proef (gemiddeld van vijf jaren) en berekend door het model (gemiddeld van 15 jaren) zijn met elkaar vergeleken. Met name de uitspoeling als functie van de werkzame gift werd nauwkeurig benaderd door het model. Bij de relatie met N_{min} week één jaar in de metingen sterk af van de andere vier. Het afwijkende jaar werd niet goed door het model gesimuleerd in tegenstelling tot de andere vier, waarbij wederom metingen en berekeningen goede overeenkomsten vertoonden.

Voor het onderzoek naar de effecten van bemestingsstrategieën is de invoer van het model aangepast aan praktijkomstandigheden, die verschillen ten opzichte van de proefveldsituatie zoals op 'Aver Heino'. Er is rekening gehouden met een lagere productiecapaciteit van het perceel in de praktijk en met opbrengstverliezen tijdens het oogsten en afvoeren van het land. Deze aanpassing had een groot effect op de relatie tussen stikstofgift en grasopbrengst, met name die van droge stof. De toename in droge-stofopbrengst was volgens de berekeningen in de praktijksituatie veel lager dan onder proefveldomstandigheden bij stikstofgiften vanaf circa 200 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Dit heeft o.a. als gevolg dat de stikstofgift, waarbij de marginale opbrengst gelijk is aan 7,5 kg droge stof per kg gegeven N, in de praktijksituatie circa 70 kg ha⁻¹ lager ligt dan voor het proefveld volgens de modelresultaten. Bovendien ligt het voor de praktijk bijna 100 kg ha⁻¹ lager dan het landbouwkundig advies van de commissie 'Bemesting Grasland en Voedergewassen' uit 1998. Voor de stikstofopbrengst zijn de verschillen tussen praktijk en proefveld veel kleiner, omdat in de praktijk hogere stikstofgehalten in het geoogste gras worden uitgerekend. De berekeningen met het model ten aanzien van de responscurven stemmen overeen met analyses uitgevoerd met QUAD-MOD, waarbij QUAD-MOD gebaseerd is op proefveldgegevens. Het is echter nog niet duidelijk of de gebruikte aanpassing van proefveld naar praktijk, zoals bij de berekeningen is uitgevoerd, correct is, omdat er te weinig praktijkgegevens zijn die voor een vergelijkende toets gebruikt kunnen worden.

Uit de berekeningen kwamen duidelijke verschillen naar voren tussen de bemestingsstrategieën met betrekking tot hun effectiviteit om de nitraatstikstofconcentratie van het percolatiewater tot een gewenst niveau terug te brengen. De eerste bemesting in het voorjaar uitstellen had geen effect, terwijl bemesting in het najaar achterwege laten tot lagere concentraties leidde, maar ook tot relatief hoge opbrengstderving. Het gehele jaar minder bemesten was in dit opzicht beter (relatief minder opbrengstderving), maar de situatie waarbij de bemesting afgestemd wordt op de aanwezige N_{min} in de bodem bleek de beste strategie. Gemiddeld daalde de jaarlijkse droge-stofopbrengst in de niet-geïrrigeerde situatie met 0,6 ton ha⁻¹ indien de stikstofconcentratie van 19,7 mg l⁻¹ (bij bemesting volgens landbouwkundig advies) werd teruggebracht naar de toegestane norm van 11,3 mg l⁻¹. Voor de geïrrigeerde situatie was de daling slechts 0,1 ton ha⁻¹, waarbij de stikstofconcentratie terugging van 12,6 naar 11,3 mg l⁻¹. Uit deze cijfers blijkt ook dat irrigatie een groot effect had op de nitraatconcentraties en als managementmaatregel bijzonder effectief is in het verlagen van de concentratie. Door te irrigeren wordt er namelijk ruim 1 ton ha⁻¹ meer droge-stofopbrengst gerealiseerd ten opzichte van niet-irrigeren in de situatie waarbij de norm van 11,3 mg l⁻¹ wordt gehaald.

Maatregelen die goed zijn voor de verlaging van de stikstofconcentratie in het percolatiewater hebben ook een gunstig effect op de verlaging van de N_2O -emissie. Dit geldt niet alleen voor de bemestingsmaatregelen, maar ook voor irrigatie. Door te voldoen aan de nitraatnorm daalt de N_2O -emissie met 12-41% ten opzichte van het niveau berekend bij het landbouwkundig advies. Hiermee wordt dus tevens voldaan aan de internationale afspraken over terugdringing van broeikasgassen (Kyoto, 1997). De doelen ten aanzien van nitraatuitspoeling lijken dus goed verenigbaar met de doelen ten aanzien van N_2O -emissie.

Met het model zijn lineaire regressies uitgevoerd tussen:

1. stikstofoverschot (aanvoer via bemesting minus afvoer via grasopbrengst) en totaal stikstofverlies (uitspoeling + denitrificatie),
2. totaal stikstofverlies en percentage stikstofuitspoeling (percentage ten opzichte van totaal verlies),
3. werkzame stikstofgift en stikstofuitspoeling en
4. hoeveelheid anorganische stikstof in de bodem op 1 november en stikstofuitspoeling.

De verklaarde variatie (R^2 in de regressie-analyses) is zeer hoog (72-99%). Dit hangt vooral samen met de volgorde van de bewerking die op de modelresultaten is uitgevoerd. Hierdoor viel het weer als variatiebron buiten beschouwing, omdat elk punt van een dataset, die gebruikt werd in de regressie-analyse, gebaseerd was op een gemiddelde van dezelfde 15 weerjaren. De variatie bleek veel hoger te zijn als de resultaten van afzonderlijke jaren werden afgebeeld.

Met behulp van de relaties 1 t/m 4 is berekend aan welke voorwaarden het beheer van het perceel moet voldoen om gemiddeld tot de gewenste nitraatconcentratie in het percolatiewater te komen. Het overschot inclusief de atmosferische stikstofdepositie mag niet groter zijn dan 70 en 92 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in de niet-geïrrigeerde, respectievelijk geïrrigeerde situatie. Het stikstofverlies door uitspoeling en denitrificatie mag maximaal 85, respectievelijk 107 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ bedragen. Deze situaties kunnen gerealiseerd worden indien de werkzame stikstofgift beperkt wordt tot 242, respectievelijk 298 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. De hoeveelheid anorganische stikstof in de bodem op 1 november (N_{min}) is dan gelijk aan 43, respectievelijk 44 kg N ha⁻¹. Het geringe verschil in toelaatbare N_{min} tussen beide irrigatie-situaties is ook gevonden in een beregeningsproef op proefbedrijf 'Aver Heino' en lijkt erop te wijzen dat deze variabele mogelijk een betere indicator is dan bijvoorbeeld het stikstofoverschot. Echter, een bevredigende verklaring voor de goede correlatie van N_{min} met de nitraatuitspoeling kon met de modelresultaten (nog) niet gegeven worden.

De denitrificatie neemt een groot aandeel in van de totale verliezen (denitrificatie + uitspoeling). Onder niet-geïrrigeerde situaties loopt het percentage uiteen van 66 tot 73% en onder geïrrigeerde condities van 69 tot 79%. Door irrigatie wordt de denitrificatie volgens de modelberekeningen verhoogd met gemiddeld bijna 8 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Ondanks deze verhoging in denitrificatie onder geïrrigeerde situaties, is de N_2O -emissie juist lager doordat de N_2O -emissie, als percentage van de totale denitrificatie, daalt van gemiddeld circa 6,5% naar 4,9% door irrigatie.

Opvallend zijn de berekende verschillen in de verdeling van de denitrificatie en stikstofuitspoeling over het jaar: denitrificatie vindt grotendeels plaats tijdens het groeiseizoen (circa 90%) terwijl de uitspoeling zich voornamelijk afspeelt buiten het groeiseizoen (circa 96%).

Met behulp van de modelresultaten voor het perceelsniveau is ook een vergelijking gemaakt met het toelaatbare bedrijfsoverschot waarmee de nitraatnorm gerealiseerd wordt in relatie tot de MINAS-verliesnorm voor 2003. Het bedrijf dat past bij de modelberekeningen uit deze studie kan gekarakteriseerd worden door 100% grasland, 0% beweiding en circa 1,8 GVE ha⁻¹. Volgens de berekeningen uit deze studie zou de bodembelasting dan maximaal 107 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ mogen bedragen, terwijl de MINAS-norm van 2003 een bodembelasting toestaat die een factor 1,7 maal groter is. Het lijkt erop dat de MINAS-verliesnorm voor 2003 veel te hoog is voor de situatie die met het model is berekend.

Aanbevelingen

De resultaten uit dit rapport zijn verkregen door modelberekeningen uit te voeren voor slechts één situatie, waardoor de resultaten geenszins landsbreed (of 'zandbreed') toepasbaar zijn. Ook voor andere situaties (andere NLV-klasse, andere grondwatertrap, beweiding in plaats van maaien, e.d.) kunnen berekeningen uitgevoerd worden. Hiermee kan meer inzicht verkregen worden in de relaties zoals ze in dit rapport zijn besproken, maar ook in de relatieve effecten van NLV, grondwatertrap, manier van oogsten en bemesting op uitspoeling en nitraatconcentratie. Het is dan verstandig om de periode waarvoor gerekend wordt uit te breiden van 1970-1985, zoals in dit rapport, naar 1970-2000. Door deze uitbreiding kan het effect van locatie en graslandbeheer op uitspoeling en nitraatconcentratie beter worden beoordeeld, omdat het effect van het weer hierop duidelijker kan worden gekwantificeerd.

2. Inleiding

In 1991 heeft de Europese Unie (EU) de nitraatrichtlijn ingesteld (Anoniem, 1991). Volgens deze maatregel zijn lidstaten van de EU verplicht om te voorkomen dat het grondwater in landbouwgebieden die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling meer dan 50 mg nitraat per liter bevat, waarbij de streefwaarde op 25 mg nitraat l⁻¹ is gesteld. Deze grenswaarden zijn afkomstig van normen voor de drinkwaterkwaliteit van de EU. De bedoeling van de nitraatrichtlijn was en is nog steeds om de stikstofverliezen die optreden onder landbouwgronden, terug te dringen, zodat de belasting van het milieu met stikstofhoudende verbindingen weer op een aanvaardbaar peil komt. Deze maatregel werd afgekondigd in het belang van de Europese burger.

In Nederland is de nitraatrichtlijn in de praktijk vertaald in een norm voor het bovenste grondwater, i.e. vanaf de grondwaterspiegel tot een meter onder de grondwaterspiegel. Anno 2003, circa 12 jaar na invoering, lukt het veel melkveebedrijven op zandgrond nog steeds niet om melk te produceren en daarbij structureel te voldoen aan de nitraatnorm voor het grondwater (zie bijvoorbeeld De Jong, 2003). Ook het proefbedrijf 'De Marke', dat zich sinds 1992 speciaal heeft toegelegd op het realiseren van de nitraatnorm, heeft het nog niet gepresteerd om in het afgelopen decennium meer dan drie jaren achtereen onder de norm van 50 mg nitraat l⁻¹ in het bovenste grondwater te blijven (Conijn, 2000). Het is verbazingwekkend dat na zoveel jaren sinds de instelling van de nitraatrichtlijn de praktijk op zandgrond, inclusief een proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu, nog steeds niet 'definitief' op de toegestane nitraatuitspoeling is uitgekomen.

Het Nederlandse antwoord op de regelgeving van de EU wordt de laatste jaren sterk gedomineerd door het MINeralen Aangifte Systeem (MINAS). Een administratief systeem waarbij per bedrijf het nutriëntenoverschot bepaald dient te worden (aanvoer - afvoer) en aan dit overschot toelaatbare normen worden gesteld. In de praktijk is er daardoor veel aandacht voor dat overschot, waarbij het werkelijke doel (schoon grondwater) een beetje op de achtergrond is geraakt. Er is echter veel onduidelijkheid of de huidige MINAS-normen (anno 2003) wel tot de gewenste milieukwaliteit leiden. Bovendien bestaat er ook nog eens een grote variatie tussen het bedrijfsoverschot en de nitraatconcentratie in het grondwater. Dit laatste wordt met name veroorzaakt doordat de nitraatuitspoeling zich feitelijk afspeelt op perceelsniveau en niet op bedrijfsniveau. Met name door perceelsverschillen in combinatie met weersomstandigheden kan hetzelfde overschot tot sterk uiteenlopende resultaten ten aanzien van de nitraatconcentratie leiden.

Het bestaan van deze variatie in combinatie met de vraag of de huidige MINAS-normen wel voldoen in relatie tot de gewenste milieukwaliteit en het gegeven dat normen voor het (MINAS-)overschot niet aangeven op welke manier het beteugelen van de nitraatuitspoeling in de praktijk het beste gestalte kan krijgen, vormden een belangrijke motivatie voor het uitvoeren van de studie waarvan de resultaten in dit rapport worden besproken. In deze studie naar de nitraatuitspoeling onder grasland wordt getracht een bijdrage te leveren aan het beantwoorden van de vraag hoe de nitraatnorm op melkveebedrijven in zandgebieden gerealiseerd kan worden. MINAS speelt in deze studie daarbij geen rol, omdat MINAS een middel is en niet het doel. In deze studie gaat het om het bereiken van het doel, i.c. de nitraatnorm, de voorwaarden hiervoor en de consequenties ervan op perceelniveau. Wel zal aannemelijk worden gemaakt dat de huidige normen voor het overschot uit de MINAS-wetgeving voor 2003 voor gras op zandgrond ontoereikend zullen zijn om het gewenste doel van schoon grondwater te bereiken.

Bovenstaande vraag is aangepakt door gebruik te maken van een rekenmodel waarmee de stikstofprocessen worden gesimuleerd die zich gedurende het jaar afspelen in de vegetatie en de bodem van een graslandperceel op zandgrond. De resultaten hebben betrekking op een bepaalde case (locatie) en zijn daardoor geenszins landsbreed (of 'zandbreed') toepasbaar.

Een analyse met een model op perceelsniveau, zoals voor deze studie is uitgevoerd, is zeer geschikt om de oorzaken van de variatie tussen overschot en nitraatconcentratie te begrijpen en de relatie tussen beide duidelijker te krijgen. Het kan helpen bij het verkrijgen van inzichten in de achterliggende processen, waarvan meetgegevens veelal ontbreken en bij het opsporen en kwantificeren van de bronnen van variatie. Het lijkt dus voor de hand te liggen om bij het onderzoek naar nitraatuitspoeling uit te gaan van de eigenschappen van een graslandperceel (bijvoorbeeld grondsoort, Gt, geografische ligging, etc.) en dan te bepalen op welke manier dit perceel beheerd moet worden om aan de nitraatnorm te voldoen.

Er zijn verschillende strategieën denkbaar om de nitraatverliezen onder een graslandperceel te verminderen. De belangrijkste zijn:

- a. verbetering van de groeiomstandigheden, zodat een hogere opbrengst gerealiseerd wordt bij dezelfde stikstofaanvoer,
- b. verlaging van de stikstofaanvoer, met name door vermindering van de kunstmestgift.

In deze studie ligt het zwaartepunt op de effecten van strategie b. Echter, optie a komt ook aan de orde omdat de effecten van beregening tijdens droge perioden in het groeiseizoen apart in de berekende resultaten zijn weergegeven. Irrigatie kan hierbij beschouwd worden als een verbetering van de groeiomstandigheden ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie. Bovenstaande vraag - hoe de nitraatnorm te realiseren - kan nu nader ingevuld worden met:

'Welke bemestingsstrategie kan het beste gebruikt worden om het doel, i.e. 50 mg nitraat l⁻¹ in het bovenste grondwater, te bereiken?

In deze studie is gekeken naar de nitraatconcentratie in het percolatiewater op 1 m diepte, waarbij verondersteld wordt dat indien deze concentratie voldoet aan de nitraatnorm, de gewenste milieukwaliteit van het grondwater ten aanzien van nitraat eveneens gewaarborgd is. Hierbij is 'het beste' (zie vraag hierboven) afgemeten aan de grasopbrengst, waarbij gelet wordt op het verschil ten opzichte van de opbrengst bij een economisch optimale stikstofgift. Verschillende bemestingsstrategieën zijn voor deze studie doorgerekend en de grasopbrengsten die samenvallen met het realiseren van de norm van 50 mg nitraat l⁻¹ zijn daarbij bepaald. In de praktijk blijkt men vaak te kiezen voor lagere kunstmestgiften om aan de MINAS-normen te voldoen. In deze studie komt deze maatregel aan bod en worden resultaten getoond met betrekking tot de effectiviteit van lagere kunstmestgiften in relatie tot de manier waarop ze kunnen worden uitgevoerd.

Tevens hebben daarbij berekeningen plaatsgevonden met betrekking tot denitrificatie en N₂O-emissie, zodat de effecten van bemestingsstrategieën hierop ook beoordeeld kunnen worden. Op deze manier wordt voorkomen dat er onduidelijkheid bestaat in welke mate het terugdringen van de nitraatuitspoeling mogelijk het gevolg is van verhoging van de denitrificatie en/of N₂O-emissie.

De ondernemers in de landbouw worden geconfronteerd met de maatschappelijke wens om producten te leveren via een productiewijze die 'schoon' en duurzaam verloopt. Dat we in Nederland nog niet zover zijn, laten ook de resultaten van een aantal voorloperbedrijven op zandgrond zien, waarvan ruim de helft in 2002 nog niet voldaan heeft aan de nitraatnorm (De Jong, 2003). Reden genoeg om met een effectieve aanpak te komen om het tijdperk van te hoge nitraatuitspoeling uit landbouwgronden achter ons te laten. Bij deze aanpak zal een balans gevonden moeten worden tussen algemeen geldende en meer specifieke maatregelen, afhankelijk van de situatie op het bedrijf en/of de locatie. Wellicht kunnen de resultaten uit dit rapport hieraan bijdragen.

3. Materiaal en methode

3.1 Model

De vier hoofdonderdelen van het model dat in deze studie gebruikt is, worden hieronder kort beschreven.

3.1.1 CNGRAS

In CNGRAS worden groei, afsterving en productie van gras, zowel boven- als ondergronds, berekend ten aanzien van droge stof, koolstof en stikstof. Dit wordt bepaald op dagbasis met behulp van soort-specifieke eigenschappen van het gras, weersgegevens, opname van water en stikstof uit de bodem en het graslandbeheer. De productie van droge stof is in CNGRAS beschreven als functie van de hoeveelheid geabsorbeerd licht, temperatuur, bladstikstofgehalte en een eventueel watertekort (droogtestress). De stikstofopname is een functie van de stikstofbehoefte van het gras en de beschikbaarheid van anorganische stikstof in de bodemoplossing. Nieuw geproduceerde droge stof en opgenomen stikstof worden verdeeld over wortels, bladeren, stengels en de reserveopslag. Afsterving van plantendelen wordt per dag berekend, afhankelijk van temperatuur, water- en stikstofstress en bebladeringsindex (= Leaf Area Index, LAI). De hoeveelheden droge stof, koolstof en stikstof in de afgestorven plantendelen zijn beschikbaar voor het model voor bodemorganische-stof (zie CNSOIL, hieronder). Op het moment van oogsten wordt de bruto en netto oogstbare hoeveelheid gras bepaald als functie van de totale bovengrondse biomassa en worden oogstverliezen berekend als invoer voor CNSOIL. Via de invoer van een managementkalender worden details met betrekking tot het graslandbeheer opgegeven. Hierin kan voor iedere snede in het jaar gekozen worden voor weiden of maaien, timing van oogsten, aantal beweidingdagen of velddagen, (kunst)mesttoediening, etc., zodat de modelberekeningen nauw kunnen aansluiten bij het graslandbeheer in de praktijk. In Conijn (2003, in voorbereiding) wordt CNGRAS uitvoerig besproken.

3.1.2 CNSOIL

CNSOIL is een onderdeel van CNGRAS, waarmee de dynamiek van organische koolstof (C) en stikstof (N) in de bodem wordt berekend. In CNSOIL zijn 3 'pools' van organische C en N gedefinieerd, die onderling verschillen in met name de afbreekbaarheid van de organische stof en de eigenschappen van de microbiële populatie, die onderdeel uitmaakt van de 'pool'. De dagelijkse netto omzetting van organisch naar anorganisch (voor koolstof: CO₂ en voor stikstof: NH₄) wordt in elke 'pool' eenvoudig beschreven volgens Bloemhof & Berendse (1995). In CNSOIL zijn de relatieve omzettingssnelheden afhankelijk van vochtcondities, bodemtemperatuur en kleipercentage. De aanvoer van organisch materiaal vindt plaats via afsterving van boven- en ondergrondse plantendelen en via toediening van organische mest. De netto mineralisatie van stikstof wordt, na berekening in CNSOIL als som van de drie 'pools' per bodemlaag toegevoegd aan de voorraad ammonium in de bodem. Een uitgebreidere beschrijving van CNSOIL wordt gepubliceerd in Conijn (2003, in voorbereiding).

3.1.3 FUSSIM

In FUSSIM worden het transport, de hoeveelheid en de opname van water en nutriënten door plantewortels in de bodem berekend. FUSSIM kan gebruikt worden voor een 1-D of 2-D berekening van de relevante processen en voor een groot aantal soorten nutriënten. In deze studie is de 1-D versie gebruikt en worden alleen de processen met betrekking tot anorganische stikstof (NH₄ en NO₃)

beschouwd. Ten behoeve van de berekeningen wordt een bodemkolom in een groot aantal rekenlaagjes opgedeeld en voor ieder laagje wordt per tijdstap de verandering in water en anorganische stikstof bepaald. Bij berekening van het watertransport door de bodem wordt de Richards-vergelijking gebruikt (Richards, 1931). De fysische eigenschappen van de bodem met betrekking tot het watertransport worden via een invoertabel opgegeven. De opname van water door de plantenwortels wordt bepaald door de potentiële transpiratie, berekend als functie van dagelijkse weersgegevens en de bebladeringsindex, en de beschikbaarheid van water in de bodem, berekend als functie van de aanwezige hoeveelheid bodemwater, de bewortelingsdichtheid en de mate waarin het water gebonden is aan gronddeeltjes. Ook de bodemverdamping wordt bepaald door eerst de potentiële verdamping uit te rekenen en dan de actuele verdamping te bepalen, afhankelijk van bodemvochtcondities van met name de bovenste rekenlaagjes.

Het transport van opgeloste anorganische stikstof door de bodem wordt berekend aan de hand van de convectie-dispersie/diffusie-vergelijking. Via de invoer worden diffusie-eigenschappen van nitraat en ammonium opgegeven. Een deel van de totale hoeveelheid ammonium in de bodem is geadsorbeerd aan gronddeeltjes en dit wordt in FUSSIM met behulp van een lineaire adsorptievergelijking bepaald. De opname van anorganische stikstof uit de bodem is een functie van de stikstofvraag van het gras (vergelijk potentiële transpiratie) en de beschikbaarheid in de bodem, waarbij stikstof via massastroming en diffusie naar de wortelwand wordt getransporteerd. Omzettingen van ammonium en nitraat worden berekend in het onderdeel NITDEN (zie hieronder). FUSSIM is uitgebreid beschreven in Heinen & De Willigen (1998, 2001).

3.1.4 NITDEN

NITDEN is een onderdeel van FUSSIM en wordt gebruikt voor de berekening van nitrificatie, denitrificatie en N_2O -productie en -emissie. Nitrificatie, i.e. de omzetting van ammonium in nitraat in de bodem, is gemodelleerd als functie van de hoeveelheid beschikbaar ammonium. Hierbij speelt de herkomst van het ammonium een rol. De relatieve omzetting verloopt snel als het ammonium afkomstig is van recent gemineraliseerde organische stikstof en langzamer indien het in de bodem is aangebracht via bijvoorbeeld (kunst)mesttoediening. Daarnaast wordt het proces beïnvloed door bodemtemperatuur en bodemvochtcondities. In NITDEN wordt bij nitrificatie een klein deel van het ammonium niet naar nitraat omgezet, maar wordt tevens N_2O gevormd. N_2O is ook een tussenproduct, dat berekend wordt bij de denitrificatie, waarbij NO_3 via N_2O wordt omgezet in N_2 . De denitrificatiesnelheid wordt met name bepaald door bodemtemperatuur, CO_2 -productie bij afbraak van organische stof (afkomstig van CNSOIL) en hoeveelheid nitraat en relatief watergehalte in de bodem. Via het relatief watergehalte is de relatie van denitrificatie met zuurstofspanning in de bodem gemodelleerd. Bij een relatief watergehalte van 1 zijn alle poriën in de bodem met water gevuld (= situatie van waterverzadiging) en is de beschikbaarheid van zuurstof minimaal. N_2O kan bij de denitrificatie omgezet worden in N_2 , maar in NITDEN is ook een ontsnappingsroute gemodelleerd, waarbij N_2O door emissie uit het profiel naar de atmosfeer verdwijnt. Meer gedetailleerde informatie over het modelonderdeel NITDEN is gepubliceerd in Conijn (2002).

3.2 Invoergegevens

3.2.1 Bodem

In de modelberekeningen is een bodemprofiel gebruikt dat uit vier bodemlagen bestaat. Elke bodemlaag wordt gekarakteriseerd door een aantal bodemfysische kenmerken, die in Bijlage I staan vermeld. Deze bodemkenmerken zijn afkomstig van een proefveld op het proefbedrijf 'Aver Heino' nabij Heino en ontleend aan gegevens verzameld in de periode 1992-1994 tijdens het onderzoek naar aangepaste stikstofbemesting per snede (SANS-project, zie onder andere Hofstede *et al.*, 1995). De grond werd in

1992 omschreven als een normaal vochthoudende zandgrond (beekeerd; lemig fijn zand met een kleipercantage ($< 2 \mu\text{m}$) van 5,1). De totale bodemdpte waarover de berekeningen plaatsvonden is 350 cm. In het modelsysteem werd alleen de verticale stroming van water (en nutriënten) berekend, afvoer via drainage en/of sloten is in het kader van deze studie niet beschouwd (1-D versie van FUSSIM).

De initiële hoeveelheid nitraat in de bodemoplossing is 9 kg N ha^{-1} in de bovenste 30 cm en 120 kg N ha^{-1} in het resterende deel van het bodemprofiel. De totale hoeveelheid ammonium in de bodem is $0,9$, respectievelijk 12 kg N ha^{-1} . In totaal bevat de bovenste 30 cm dus circa $10 \text{ kg N-anorganisch ha}^{-1}$ en het gehele profiel circa $143 \text{ kg N-anorganisch ha}^{-1}$.

Het stikstofleverend vermogen van de bodem (NLV) is in deze studie bepalend geweest voor de initiële hoeveelheid bodemorganische koolstof en stikstof, omdat de hoogte van het bemestingsadvies afhangt van het NLV (zie 3.2.5). Er is gekozen voor een NLV van $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Volgens een vergelijking van Hassink (1996), die ook gebruikt wordt bij de vaststelling van het stikstofleverend vermogen van de bodem in het bemestingsadvies (Anoniem, 1998), is bij een NLV van $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ de hoeveelheid organische stikstof in de laag 0-20 cm gelijk aan $196 \text{ mg N-org (100 g grond)}^{-1}$. In combinatie met een droge bulkdichtheid van de grond van $1,35 \text{ kg dm}^{-3}$ (gemeten op het proefveld van proefbedrijf 'Aver Heino') komt dit overeen met circa $5,3 \text{ ton N-org ha}^{-1}$. Dit laatste getal is de feitelijke invoer voor het model voor de bovenste 20 cm van de bodem. In de laag 20-30 cm is gekozen voor een initiële hoeveelheid van circa $1,3 \text{ ton N-org ha}^{-1}$. In het model is geen organische stof aangebracht in de bodem onder de 30 cm, omdat uit metingen op de proeflocatie valt af te leiden dat onder de 30 cm de hoeveelheid actieve organische C vrijwel nihil is (Velthof, 1997). De gemeten verhouding tussen bodemorganisch C en N is gelijk aan 12 in de laag 0-20 cm (Hofstede *et al.*, 1995). In combinatie met de hoeveelheid bodemorganische N van $6,6 \text{ ton N-org ha}^{-1}$ is hiermee de initiële hoeveelheid (actieve) bodemorganische C in de laag 0-30 cm vastgesteld op circa $80 \text{ ton C-org ha}^{-1}$.

3.2.2 Grondwaterstand

Bij deze studie is de grondwaterstand als functie van de tijd in het jaar aan het model opgelegd ('forcing function'). De informatie wordt via invoertabellen aangeleverd, waarbij er per week een waarde voor de grondwaterstand gegeven wordt. Via lineaire interpolatie worden de grondwaterstanden voor de tussenvallende tijdstippen bepaald. Aangezien het weer invloed heeft op de grondwaterstand (via neerslag en verdamping) wordt niet voor ieder jaar dezelfde reeks van getallen gebruikt. Omdat voor de jaren 1971-1985 metingen van grondwaterstanden voor de 'Heino-bodem' ontbreken, zijn deze grondwaterstanden van te voren berekend. Hierbij is gebruik gemaakt van een relatie, die gevonden is tussen neerslagoverschot en grondwaterstand, gebaseerd op gemeten grondwaterstanden op de proeflocatie te Heino gedurende de jaren 1992, 1993 en 1994. Deze relatie en de berekende grondwaterstanden worden besproken in sectie 4.1. Op basis van de berekende grondwaterstanden voor de periode 1971-1985 komt de grondwatertrap uit op Gt Vao (Anoniem, 1997). In geval van irrigatie (zie 3.2.5) zijn de grondwaterstanden aangepast door te veronderstellen dat een irrigatiegift te vergelijken is met extra neerslag. Hierdoor verandert het neerslagoverschot ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie en is de daling in grondwaterstand tijdens een droge periode kleiner of wordt deze eventueel omgezet in een stijging. In de berekeningen van de geïrrigeerde situatie wordt daarom gebruik gemaakt van een aangepaste invoertabel voor de grondwaterstanden.

3.2.3 Weer

Aangezien de respons op bemesting sterk bepaald wordt door weersomstandigheden, zijn voor deze studie meteorologische data van de 15 jaren uit de periode 1971-1985 gebruikt. Volgens Groenenberg *et al.* (1995) is deze reeks representatief voor het Nederlandse klimaat. De weerdata zijn afkomstig van

een meteostation in Wageningen, locatie Haarweg. De potentiële evapotranspiratie is berekend met behulp van straling en (lucht)temperatuur via de Makkink-methode (Van Kraalingen & Stol, 1997).

3.2.4 Gras

De initiële waarde voor de bovengrondse biomassa bedraagt 1,2 ton ds ha⁻¹ en voor de wortels 4,5 ton ds ha⁻¹. De bebladeringsindex is daarbij 1,2 m² m⁻². Het stikstofgehalte in het bovengrondse materiaal is 0.04 g N (g ds)⁻¹ en voor de wortels is 0.02 g N (g ds)⁻¹ gebruikt. Deze waarden gelden alleen voor het begin van de berekeningen op 1 januari. Tijdens de berekeningen veranderen deze hoeveelheden als gevolg van groei/opname en afsterving. De bewortelingsdiepte is gedurende de berekeningen constant gehouden op 30 cm. Onder deze diepte bevinden zich dus geen levende graswortels. De invoerwaarden van de overige grasparameters zijn mede bepaald met behulp van een calibratie, waarbij de gemeten droge-stofopbrengsten en stikstofgehalten in het afgevoerde gras van de SANS-proef op 'Aver Heino' uit 1992 zijn gebruikt (B-proef, zie Hofstede *et al.*, 1995).

3.2.5 Management

De invoer voor het graslandmanagement in CNGRAS betreft de volgende aspecten:

- bemesting (soorten, hoeveelheden en tijdstippen),
- maaikalender,
- aantal velddagen,
- irrigatie (tijdstippen en hoeveelheid per keer).

Bemesting

Als uitgangspunt voor de bemesting is het bemestingsadvies van 1998 genomen (Anoniem, 1998). Hierin wordt op snedebasis een adviesbemesting gegeven die afhankelijk is van de NLV-klasse, de streefopbrengst per snede en het tijdstip in het jaar. De geadviseerde hoeveelheden betreffen stikstof uit kunstmest plus werkzame stikstof uit drijfmest. Bij een NLV van 140 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ horen de in Tabel 1 gegeven maximale N-giften.

Tabel 1. De maximale stikstofgiften per snede (kg N ha⁻¹), volgens het bemestingsadvies bij een NLV = 140 (Anoniem, 1998).

Biomassa (kg ds ha ⁻¹)	Mestgift (kg N ha ⁻¹)				
	snede 1	snede 2	mei/juni	juli	augustus
< 3000	129	56	77		
< 2500				60	
< 2000					47

Voorberekeningen met het model toonden aan dat er in de periode 1971-1985 gemiddeld circa 10% opbrengstdaling door droogtestress optreedt. Bij de berekeningen is hiermee rekening gehouden door de waarden uit Tabel 1 met 5% te verminderen, zoals in het bemestingsadvies wordt aangegeven. De totale jaaradviesgift komt dan uit op 351 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

De geadviseerde hoeveelheden worden aan het model toegediend via een vaste basisbemesting met drijfmest ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), aangevuld met kunstmest, waarbij de verhouding tussen nitraat en ammonium in kunstmest bij de berekeningen gelijk is aan 1:1. Voor dunne rundveemest is de gemiddelde samenstelling gebruikt (Tabel 2).

Tabel 2. Gemiddelde samenstelling van dunne mest rundvee in kg per 1000 kg product (Anoniem, 1998).

Droge stof	Org. stof ¹	N-totaal	Nmin	Norg	Dichtheid (kg m^{-3})
90	66	4,9	2,6	2,3	1005

¹ Voor het C-gehalte van de organische stof van drijfmest is een waarde van circa 0,56 aangenomen.

De aanvulling met kunstmest is per snede bepaald door het verschil tussen het advies en de werkzame hoeveelheid stikstof uit de drijfmestgift uit te rekenen (Tabel 3). De werkingscoëfficiënten per snede zijn ontleend aan Anoniem (1998), waarbij in deze studie gekozen is voor injectie als methode van toediening.

Tabel 3. Drijfmest- en kunstmestgift per snede in overeenstemming met de adviesbemesting in Tabel 1.

	Snede 1	Snede 2	Mei/juni	Juli	Augustus
Drijfmest ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	30	10	10	-	-
Norg (kg N ha^{-1})	69	23	23	-	-
Nmin (kg N ha^{-1}) ^a	78	26	26	-	-
Kunstmest (kg N ha^{-1})	85	11	50	34	36

^a Het betreft hier netto stikstofgift uit drijfmest ($\text{kg N-NH}_4 \text{ ha}^{-1}$) na vervluchtiging.

Op jaarbasis wordt er $245 \text{ kg N-totaal ha}^{-1}$ toegediend via drijfmest en 217 kg N ha^{-1} via kunstmest. De totale werkingscoëfficiënt van de drijfmestgift is bij toediening zoals in Tabel 3 gelijk aan 0,56, zodat er in de berekeningen via drijfmest circa $137 \text{ kg werkzame N ha}^{-1}$ wordt gegeven. In totaal wordt er aangevuld met kunstmest circa $355 \text{ kg werkzame N ha}^{-1}$ gegeven.

De eerste mestgift wordt toegediend bij een temperatuursom van 275 graaddagen (Bussink, 2001), waarbij in het model de drijfmest- en kunstmestgiften tegelijk worden toegediend. Gemiddeld voor de 15 jaren die in deze studie gebruikt zijn, wordt dan op 18 maart de eerste mestgift gegeven. Bij de andere bemestingstijdstippen wordt telkens op de dag dat het gras van het land wordt afgevoerd de bemesting voor de volgende snede uitgevoerd.

In het model is de atmosferische depositie van stikstof gekoppeld aan de hoeveelheid neerslag op dagbasis en wordt deze als ammonium aangebracht in de bovenste laag van de bodem. Voor de periode 1971-1985 wordt er door atmosferische depositie per jaar gemiddeld 35 kg N ha^{-1} aan de bodem toegevoegd.

Maaikalender

De invoer ten behoeve van de maaikalender bestaat uit twee series van drempelwaarden die betrekking hebben op het bereiken van een streefopbrengst (in kg ds ha⁻¹) of een maximaal aantal groeidagen (Tabel 4). De drempel die tijdens de berekeningen het eerst bereikt wordt, zal ervoor zorgen dat er in het model op die dag gemaaid wordt. Vervolgens begint de volgende groeiperiode en gelden de daarbij behorende 'nieuwe' drempelwaarden. De drempelwaarden voor streefopbrengsten liggen 100 kg ha⁻¹ onder de waarden zoals gebruikt in het bemestingsadvies (zie Tabel 1) om in de berekeningen gemiddeld op 3000, 2500, 2000 en 1500 kg ds ha⁻¹ uit te komen. In het model wordt er namelijk pas gemaaid indien de berekende opbrengsten boven de waarden uit Tabel 4 zijn gestegen.

Tabel 4. De drempelwaarden waarbij in het model gemaaid wordt (zie tekst voor uitleg).

Drempel	Sned 1	Sned 2	Sned 3	Sned 4	Sned 5	Sned 6
Biomassa (kg ds ha ⁻¹)	2900	2900	2900	2400	1900	1400
Groei duur (dagen)	151	34	34	34	41	400

Bij de waarde voor snede 1 voor de groeiduur wordt het aantal groeidagen geteld vanaf 1 januari (dag 151 = 1 juni), bij de overige waarden vanaf de eerste dag na de veldperiode. De drempelwaarde van 400 (laatste kolom) houdt in dat de 6^e snede alleen doorgaat indien de biomassa-drempel van 1400 kg ds ha⁻¹ na de 5^e snede wordt overschreden.

Aantal velddagen

Voor het aantal velddagen is een waarde van één dag aangenomen, waarmee in het model bepaald wordt dat na de dag waarop gemaaid is nog één dag volgt waarbij het gras op het veld blijft liggen. Een veld dag heeft in de berekeningen een verlaging van de productie tot gevolg. De hergroei komt pas goed op gang nadat het gras van het veld is afgevoerd.

Irrigatie

Het lot van gegeven meststikstof hangt sterk samen met de benutting door het gras. Droogte tijdens het groeiseizoen kan de groei aanzienlijk vertragen en zal leiden tot verminderde opname van stikstof. In deze studie is het onderzoek naar de effecten van verschillende bemestingstrategieën daarom voor twee situaties uitgevoerd: niet geïrrigeerd en optimaal geïrrigeerd. Met optimaal wordt hier bedoeld dat er berekend wordt zodra er waterstress optreedt in de berekening van de grasgroei. Waterstress wordt hierdoor in de berekeningen van de geïrrigeerde situatie voorkomen. Voor de netto watergift per irrigatiebeurt is een hoeveelheid van 30 mm gebruikt. In Tabel 5 staan de totale jaargiften zoals ze in dit onderzoek zijn uitgevoerd in de geïrrigeerde situatie.

Tabel 5. Toegediende hoeveelheden beregeningswater voor ieder jaar in de geïrrigeerde situatie (in mm jr⁻¹).

Jaar	Gift (mm)	Jaar	Gift (mm)	Jaar	Gift (mm)
1971	30	1976	180	1981	30
1972	0	1977	30	1982	90
1973	60	1978	60	1983	0
1974	0	1979	0	1984	30
1975	30	1980	30	1985	0

3.3 Uitvoervariabelen

Een afzonderlijke simulatierun loopt van 1 januari in jaar x tot 1 april in jaar x+1 en beslaat in totaal 455 dagen (456 in een schrikkeljaar). In hoofdzaak worden de volgende uitvoervariabelen van het model in het verslag van dit onderzoek besproken:

1. totale droge-stofopbrengst van jaar x (in kg ds ha⁻¹ jr⁻¹; som van de snedeopbrengsten);
2. totale stikstofopbrengst van jaar x (in kg N ha⁻¹ jr⁻¹);
3. cumulatieve netto percolatie van water uit de bodemlaag 0-100 cm richting onderliggende bodemlaag van 1 april in jaar x tot aan 1 april in jaar x+1 (in mm jr⁻¹);
4. cumulatieve netto stikstofuitspoeling uit de bodemlaag 0-100 cm richting onderliggende bodemlaag van 1 april in jaar x tot aan 1 april in jaar x+1 (in kg N-NO₃ ha⁻¹ jr⁻¹);
5. gemiddeld stikstofgehalte in het percolatiewater dat uit de bodemlaag 0-100 cm naar de onderliggende bodemlaag stroomt gedurende de periode van 1 april in jaar x tot aan 1 april in jaar x+1 (in mg N-NO₃ l⁻¹);
6. cumulatieve denitrificatie in het gehele bodemprofiel van 1 april in jaar x tot aan 1 april in jaar x+1 (in kg ha⁻¹ jr⁻¹);
7. cumulatieve N₂O-emissie van bodem naar atmosfeer van 1 april in jaar x tot aan 1 april in jaar x+1 (in kg N-N₂O ha⁻¹ jr⁻¹);
8. hoeveelheid anorganische stikstof in de bodemlaag 0-100 cm op 1 november (in kg N ha⁻¹);
9. verandering in hoeveelheid anorganische stikstof in de bodemlaag 0-100 cm tussen 1 april in jaar x en 1 april in jaar x+1 (in kg N ha⁻¹), waarbij een positieve waarde accumulatie aangeeft.

Ad 4. Het betreft hier de uitspoeling van zowel totaal stikstof als nitraatstikstof, aangezien in de berekeningen de uitspoeling van ammonium verwaarloosbaar was.

Ad 5. Stikstofgehalte is bepaald door het quotiënt te nemen van 4. en 3., waarbij de eenheid is omgezet naar mg l⁻¹ ten behoeve van een vergelijking met de norm van 11,3 mg N l⁻¹ (11,3 mg N l⁻¹ komt overeen met 50 mg nitraat l⁻¹).

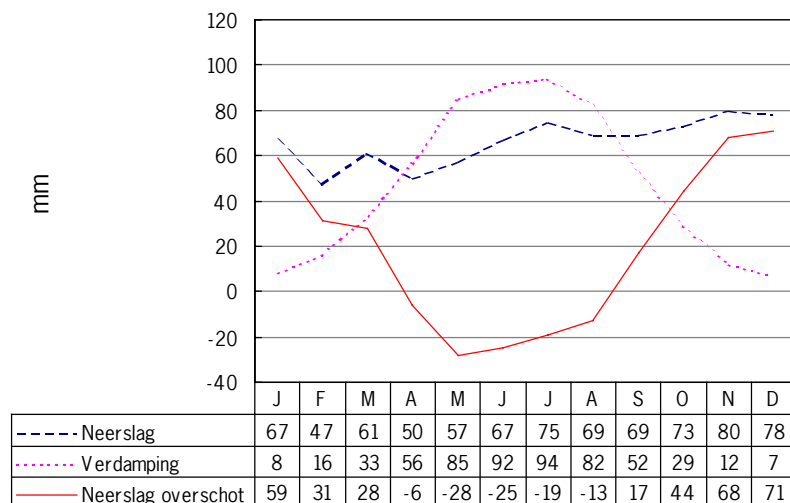
In de meeste gevallen worden bij de bespreking van de resultaten in dit rapport gemiddelden getoond, die gebaseerd zijn op de onderliggende resultaten van 15 afzonderlijke simulatieruns met de 15 verschillende jaren.

3.4 Bemestingsscenario's

In deze studie is een basisberekening uitgevoerd met de invoer voor de bemesting, zoals boven is uitgelegd (zie Tabel 3), waarbij de eerste mestgift plaatsvindt bij een temperatuursom van 275 graaddagen. Daarnaast zijn een aantal aanvullende bemestingsscenario's doorgerekend, die hieronder kort worden uitgelegd.

3.4.1 *Tsom*-scenario

Bij een temperatuursom (*Tsom*) van 275 graaddagen valt in de periode 1971-1985 de gemiddelde datum waarop de eerste mestgift wordt toegediend op 18 maart. Daarbij vindt de eerste mestgift in één op de drie jaren nog voor 15 maart plaats. Dit betekent dat de eerste mestgift wordt toegediend in een periode waarin gemiddeld een neerslagoverschot bestaat (Figuur 1). Hierdoor bestaat er een kans op uitspoeling van nitraat.



Figuur 1. Gemiddeld verloop van neerslag, referentie gewasverdamping en neerslagoverschot gedurende het jaar. Waarden hebben betrekking op het landelijk gemiddelde van 1961-1990 (Anoniem, 1997). Neerslagoverschot is berekend als verschil tussen neerslag en referentieverdamping. Een negatieve waarde duidt op een neerslagtekort.

Bij het *T_{som}*-scenario wordt de eerste mestgift uitgesteld door een verhoging van de drempelwaarde van de temperatuursom. De twee opties die bij het *T_{som}*-scenario zijn doorgerekend betreffen toediening van de eerste mestgift bij een temperatuursom van 315 en 355 graaddagen, die overeenkomen met een uitstel van gemiddeld 10, respectievelijk 16 dagen ten opzichte van de basisberekening.

3.4.2 Kunstmest-scenario

Uitgangspunt in deze studie is een vaste drijfmestgift van 50 m³ ha⁻¹, waarmee circa 245 kg N-totaal ha⁻¹ jr⁻¹ wordt toegediend. In de basisberekening wordt deze hoeveelheid aangevuld met 217 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ via kunstmest. In het *Kunstmest*-scenario wordt een reductie toegepast op de adviesgiften uit Tabel 1 en deze reductie wordt doorvertaald in een vermindering van de kunstmestgift. Twee opties zijn verkregen door de adviesgiften uit Tabel 1 per optie verhoudingsgewijs te verlagen met 25% (optie 1) en circa 50% (optie 2). In combinatie met de vaste drijfmestgift leidt dit tot een totale kunstmestgift van 142, respectievelijk 70 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Bovendien is een kunstmestloze variant doorgerekend (optie 3; zie Tabel 6). De eerste optie met een kunstmestgift van 142 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ stemt ongeveer overeen met de situatie waarbij voldaan wordt aan de MINAS-norm van 2003 voor (vochtige) zandgrond op een graslandbedrijf met circa 1,8 dier/ha en 100% toediening van eigen drijfmest (pers. mededeling H.G. v.d. Meer op grond van berekeningen met het model FARMMIN, Plant Research International, 2002).

Tabel 6. Kunstmestgift per optie uit het Kunstmest-scenario, verkregen door adviesgiftreductie (in kg N ha⁻¹).

	Snedes 1	Snedes 2	Mei/juni	Juli	Augustus
Basisadviesscenario	85	11	50	34	36
Kunstmest 140	59	0	35	22	26
Kunstmest 70	29	0	17	8	15
Kunstmest 0	0	0	0	0	0

3.4.3 *Min-Giften*-scenario

Bij een stikstofgift aan het einde van het groeiseizoen neemt de kans toe dat niet alle toegediende stikstof wordt benut voor de groei van het gras en dat de resterende hoeveelheid anorganische stikstof in het winterseizoen mogelijk zal uitspoelen. Het *Min-Giften*-scenario is bedoeld om te onderzoeken wat het effect is van het niet uitvoeren van de bemesting, die aan het einde van het groeiseizoen geadviseerd wordt. De drie doorgerekende varianten betreffen het achterwege laten van de laatste stikstofgift in augustus, van de twee laatste stikstofgiften in augustus en juli en van de drie laatste stikstofgiften (zie Tabel 7).

Tabel 7. *Kunstmestgift per optie uit het scenario waarbij de laatste giften in het seizoen niet toegediend worden (in kg N ha⁻¹).*

	Snedes 1	Snedes 2	Mei/juni	Juli	Augustus
Min 1 Gift	85	11	50	34	0
Min 2 Giften	85	11	50	0	0
Min 3 Giften	85	11	0	0	0

3.4.4 *Nmin*-scenario

Indien de voorraad aan anorganische stikstof op het moment van bemesting hoog is, kan de gegeven stikstof in combinatie met de al aanwezige stikstof minder goed door het gras benut worden en is de kans op verliezen groter. In het *Nmin*-scenario wordt de hoeveelheid te geven kunstmeststikstof afgestemd op de berekende waarde van de hoeveelheid anorganische stikstof in de bovenste 30 cm van de bodem op het moment waarop de gift in het model plaatsvindt. Hierbij wordt uitgegaan van een anorganische N-drempel. Is de berekende hoeveelheid anorganische N in de bodem hoger dan de N-drempel, dan wordt de 'oorspronkelijke' N-gift voor die snede (zie Basisadviesscenario in Tabel 6) verminderd met het verschil tussen de berekende waarde van anorganische N in de bodem en de opgegeven drempel. Indien het verschil groter is dan de N-gift, wordt voor die snede geen kunstmest toegediend. De drie varianten die voor dit scenario zijn uitgewerkt, zijn een N-drempel van 30 kg N ha⁻¹, 15 kg N ha⁻¹ en 0 kg N ha⁻¹. Elke drempel kan een effect hebben op de hoeveelheid kunstmeststikstof die tijdens de berekeningen gegeven wordt, maar dat verschilt per jaar, omdat weersomstandigheden de opname van stikstof uit de bodem in sterke mate bepalen. Met dit scenario wordt de kunstmestgift dus met name aangepast indien door ongunstige weersomstandigheden de opbrengst van het gras minder is dan gepland.

3.5 Bemestingsproef

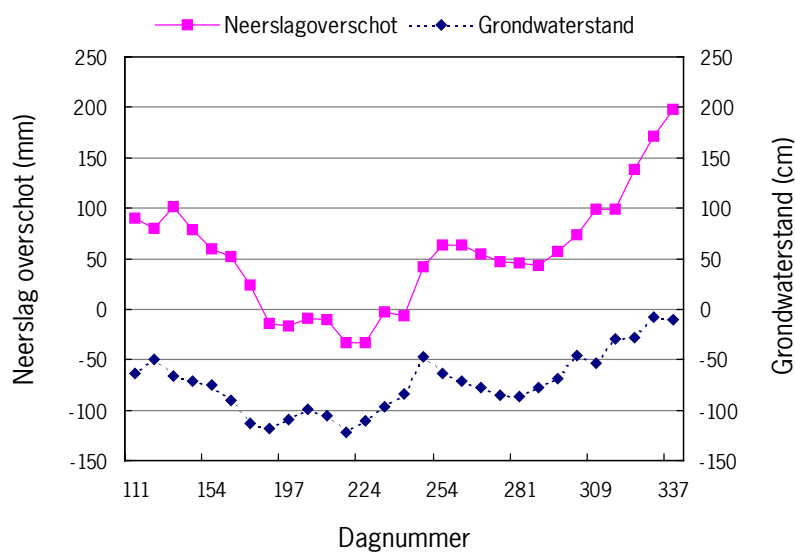
Als aanvullende toets is met behulp van het model en de 15 jaren (1971-1985) een bemestingsproef gesimuleerd. Voor ieder jaar is het model gedraaid met vijf verschillende kunstmestgiften, oplopend van 0 tot 400 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. De gemiddelde respons van zowel de droge-stof- als de stikstofopbrengst werd bepaald als functie van de stikstofgift. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen proefveldsituatie en praktijk. In de berekeningen is dit verschil via invoervariabelen aangebracht. De maximale hoeveelheid droge stof die per eenheid geabsorbeerd licht kan worden geproduceerd is voor de praktijksituatie met 15% teruggebracht ten opzichte van het proefveld. Deze reductie werd ook in andere studies toegepast (zie Ten Berge *et al.*, 2000) en is een afspiegeling van een gemiddeld slechtere zodekwaliteit in de praktijk. Bovendien is voor de praktijksituatie rekening gehouden met het verschil tussen bruto en netto opbrengst door een veldverliespercentage van 7,5% aan te nemen. In de berekening voor de proefveldsituatie is verondersteld dat de netto opbrengst gelijk is aan de bruto opbrengst (veldverliespercentage = 0). Voor geen van beide situaties is irrigatie toegepast. De invoer ten behoeve van de praktijksituatie is gebruikt in het onderzoek naar de effecten van de bemestingsscenario's op uitspoeling en denitrificatie (zie 4.3).

4. Resultaten

4.1 Grondwaterstand

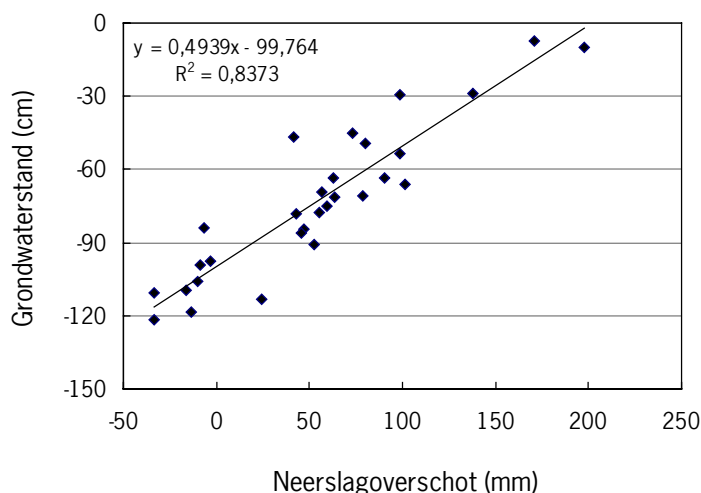
4.1.1 Periode 1992-1994

In de proef op proefbedrijf 'Aver Heino' zijn gedurende de periode 1992-1994 bijna wekelijks grondwaterstanden en dagelijks neerslaghoeveelheden gemeten. Op basis van de neerslagmetingen en berekende referentieverdamping (volgens Makkink) is het cumulatieve neerslagoverschot vanaf 1 januari voor het jaar 1992 bepaald (Figuur 2).



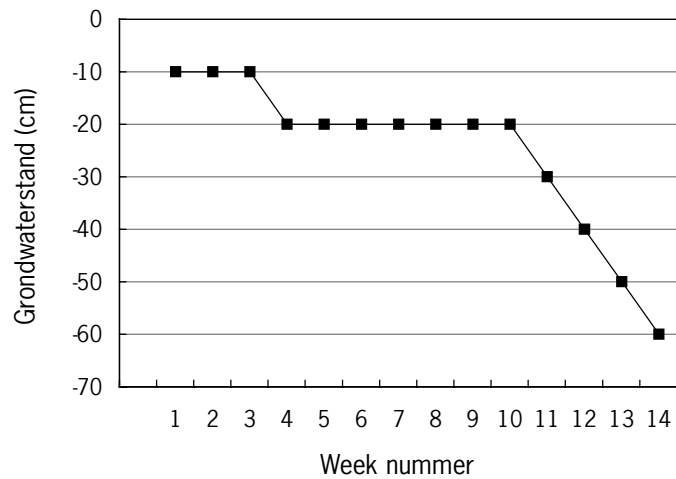
Figuur 2. Het verloop van het cumulatieve neerslagoverschot en de gemeten grondwaterstand in 1992 van een proefveld van proefbedrijf 'Aver Heino'.

Bij de berekening van de referentieverdamping in Figuur 2 zijn gegevens van straling en temperatuur afkomstig van het meteostation in Wageningen gebruikt, omdat deze gegevens voor de locatie in Heino ontbraken. De relatie tussen cumulatief neerslagoverschot en grondwaterstand uit Figuur 2 kan redelijk goed beschreven worden met behulp van een lineaire functie (Figuur 3).



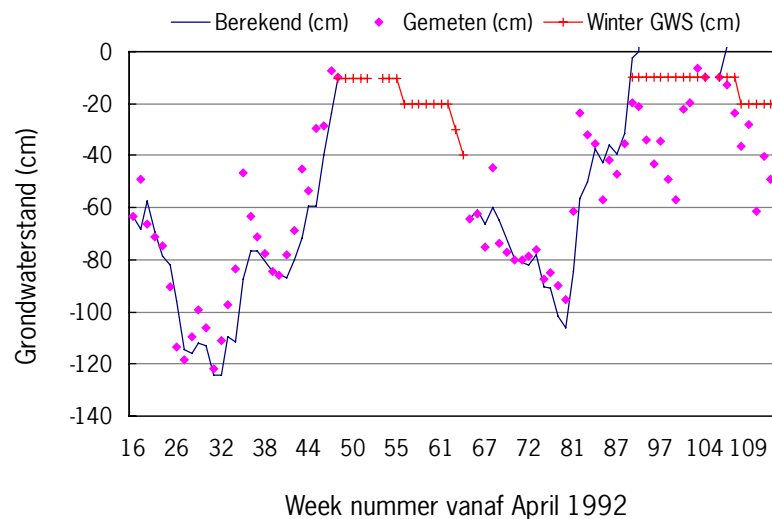
Figuur 3. Relatie tussen cumulatief neerslagoverschot en grondwaterstand voor 1992 van het proefveld van proefbedrijf 'Aver Heino'.

De richtingscoëfficiënt van de lijn in Figuur 3 geeft de verandering van de grondwaterstand per eenheid verandering in cumulatief neerslagoverschot ($= 0,494 \text{ cm mm}^{-1}$). Dit gegeven is gebruikt voor de berekening van de grondwaterstanden in 1992 door per week het verschil in cumulatief neerslagoverschot te bepalen en daarmee de verandering van grondwaterstand gedurende die week uit te rekenen. Hiermee lukt het nog niet om de grondwaterstand gedurende het jaar op een realistische manier te berekenen. Ten eerste worden met deze procedure in de winter bij aanhoudend neerslagoverschot te hoge grondwaterstanden berekend tot ver boven het maaiveld ($> 10 \text{ cm}$). Dit lijkt niet realistisch en werd bovendien in de winter 1993-1994 niet gemeten (de andere jaren bevatten helaas te weinig informatie over de grondwaterstand in de winter). Ten tweede blijkt uit de gemeten grondwaterstanden in de jaren 1992, 1993 en 1994 dat rond dagnummer 100 een gemiddelde grondwaterstand van circa -60 cm werd bereikt. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door peilbeheer en kan dus niet met bovenstaande richtingscoëfficiënt berekend worden (met alleen de relatie uit Figuur 3 werden hogere grondwaterstanden op dag 100 berekend). Het verloop van de grondwaterstanden gedurende de eerste drie maanden van het jaar is alleen in 1994 op wekelijkse basis gemeten. Op grond van deze gegevens is besloten de grondwaterstanden die berekend zijn met behulp van de richtingscoëfficiënt in het uitspoelingsseizoen aan te passen tot -10 cm indien de berekende grondwaterstand boven -10 cm uitkwam tot en met week 3 van een nieuw jaar; van week 4 tot en met week 10 wordt de grondwaterstand, indien boven de -20 cm uitgerekend, op -20 cm gezet en vervolgens wordt in stappen van 10 cm per week de grondwaterstand naar -60 cm gebracht in week 14 (Figuur 4). Indien de berekening van de grondwaterstand via het cumulatieve neerslagoverschot van een week en de richtingscoëfficiënt van Figuur 3 onder de grenswaarden uitkomt, dan geldt deze lagere waarde voor de grondwaterstand. Er wordt dus alleen gecorrigeerd indien een te hoge grondwaterstand wordt berekend met de richtingscoëfficiënt uit Figuur 3.



Figuur 4. Aangenomen hoogste waarden voor de grondwaterstand tijdens de eerste weken van het jaar. Deze waarden werden bij de berekeningen gebruikt, indien de berekening met behulp van de gevonden relatie uit Figuur 3 boven deze grenswaarden uitkomt.

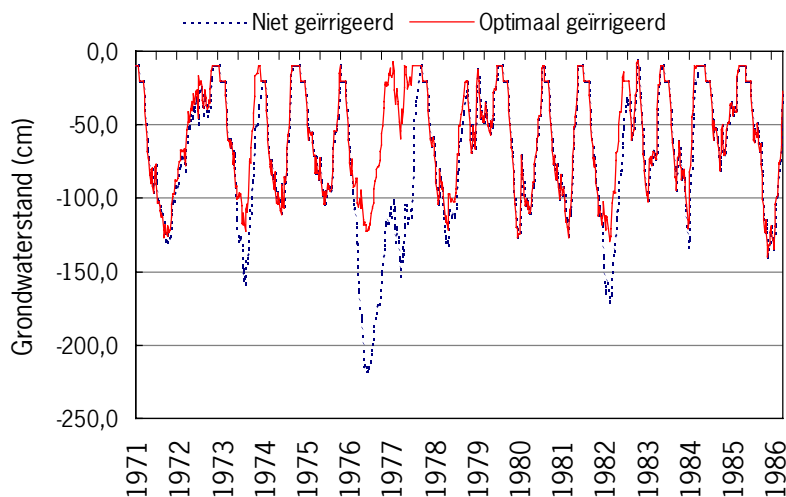
Op de bovenbeschreven manier is de grondwaterstand voor de jaren 1992 t/m 1994 uitgerekend en met de gemeten grondwaterstand in Figuur 5 uitgezet tegen de tijd. Het verloop van de grondwaterstand wordt in de zomers van 1992 en 1993 redelijk goed beschreven, maar in de winter van 1993-'94 is de afwijking met de gemeten resultaten aanzienlijk. Wellicht dat grondwaterstandbeheer en/of waterafvoer via sloten hierbij een rol spelen. Aangezien hierover geen informatie beschikbaar was, is voor deze studie gebruik gemaakt van de procedure zoals boven beschreven is.



Figuur 5. Berekende en gemeten grondwaterstanden van een proefveld van proefbedrijf 'Aver Heino' in 1992, 1993 en 1994.

4.1.2 Periode 1971-1986

Voor de periode 1971-1986 zijn de grondwaterstanden uitgerekend met behulp van de methode zoals boven beschreven is (zie Figuur 6 voor de niet-geïrrigeerde en optimaal geïrrigeerde situatie). De waarden van de grondwaterstanden, weergegeven in Figuur 6, zijn als invoertabel in deze studie gebruikt. Het verloop van de grondwaterstanden in de niet-geïrrigeerde situatie komt overeen met Gt Vao volgens Anoniem (1997).



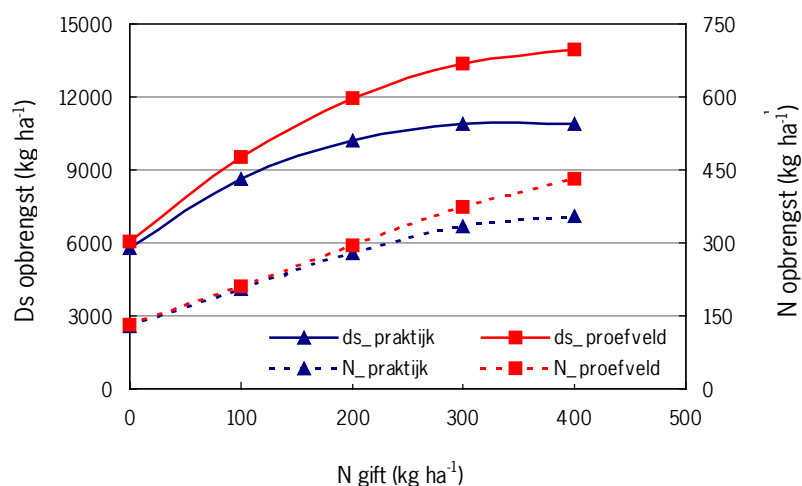
Figuur 6. Verloop van de berekende grondwaterstanden gedurende de periode 1971-1986, zoals gebruikt in deze studie.

4.2 Bemestingsproef

4.2.1 Opbrengst versus stikstofgift

De gemiddelde respons van zowel droge-stof- als stikstofopbrengst op stikstofgift is weergegeven in Figuur 7. Onder proefveldomstandigheden wordt met het model een gemiddelde droge-stofproductie van $14,0 \text{ ton ha}^{-1}$ berekend bij een N-gift van $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en voor de praktijksituatie ligt dat 3 ton lager. In beide situaties is niet geïrrigeerd, dus de producties onder niet-watergelimeerde omstandigheden zullen circa 10-15% hoger zijn. De berekende verhouding tussen de droge-stofopbrengsten van proefveld en praktijk bij een N-gift van $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ is 0,78. Dit verschil wordt veroorzaakt door verschillen in de modelinvoer: een hoger veldverlies in de praktijksituatie (fractie ten opzichte van proefveldsituatie = 0,925) en een lagere waarde voor één van de productieparameters (fractie ten opzichte van proefveldsituatie = 0,85). Het product van beide fracties is gelijk aan 0,79 en dit komt overeen met de berekende verhouding in droge-stofopbrengsten.

Indien geen stikstof wordt toegediend via kunst- of drijfmest geeft de stikstofopbrengst het stikstofleverend vermogen van de grond weer (= NLV). Met het model wordt een gemiddelde NLV van $131 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ berekend (onder niet-geïrrigeerde situatie) en dit ligt zeer dicht bij de gekozen uitgangswaarde van 140.



Figuur 7. Relatie tussen droge-stofopbrengst en stikstofopbrengst als functie van stikstofgift op proefvelden en in de praktijk, zoals berekend door het model.

In Tabel 8 worden de resultaten van de proef op proefbedrijf 'Aver Heino' (B-proef, zie Hofstede *et al.*, 1995, Hofstede, 1995a en 1995b) vergeleken met de modelberekeningen onder proefveldomstandigheden. Voor de proeflocatie gold in de periode 1992-1994 een gemiddeld gemeten NLV van 133 (vergelijk met 131, zie vorige pagina). Met het model wordt bij een N-gift = 400 circa 5% meer drogestofopbrengst berekend ten opzichte van het niveau op 'Aver Heino'. Het verschil in stikstofpercentage in het geoogste gras is daarbij klein. De stikstofterugwinning bedraagt dan 0,69 op 'Aver Heino' en het verschil met het model is daarbij circa 8%. De initiële stikstofterugwinning voor de proefveldsituatie bij een lage N-gift is volgens de modelberekeningen 0,80 (voor 'Aver Heino' kon de initiële terugwinning niet bepaald worden).

Tabel 8. De gemeten resultaten op een proefveld op proefbedrijf 'Aver Heino' en berekend met het model onder proefveldomstandigheden. Stikstofterugwinning is bepaald als de toename in de stikstofopbrengst ten opzichte van een onbemeste situatie, uitgedrukt als fractie van de stikstofgift.

Resultaat	'Aver Heino' (gemiddelde van 1992-1994)	Model (gemiddelde van 1971-1985)
Stikstofgift (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	401	400
Netto droge-stofopbrengst (ton ha ⁻¹ jr ⁻¹)	13,5	14,0
Netto stikstofopbrengst (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	407	430
Stikstofconcentratie (%)	3,0	3,1
Stikstofterugwinning bij N-gift = 400 (-)	0,69	0,75

De curve voor de praktijksituatie uit Figuur 7 kan gekarakteriseerd worden met de volgende kengetallen (zie Tabel 9). Deze kengetallen zijn ook maatgevend voor de gewasrespons in de berekeningen naar de effecten van bemestingsscenario's op uitspoeling en denitrificatie (zie 4.3), aangezien in deze studie de invoerwaarden die betrekking hebben op de praktijksituatie gebruikt zijn.

Tabel 9. Enige kengetallen van de opbrengstcurven voor de praktijksituatie, zoals door het model berekend.

Kengetal	N-gift = 0	N-gift = 200	N-gift = 400
Netto droge-stofopbrengst (ton ha ⁻¹ jr ⁻¹)	5,8	10,2	10,9
Netto stikstofopbrengst (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	130	280	355
Stikstofconcentratie (%)	2,3	2,7	3,3
Initiële stikstofterugwinning (-)	0,75	-	-
Stikstofterugwinning bij N-gift = 200 (-)	-	0,75	-
Stikstofterugwinning bij N-gift = 400 (-)	-	-	0,56

4.2.2 N₂O-emissie versus stikstofgift

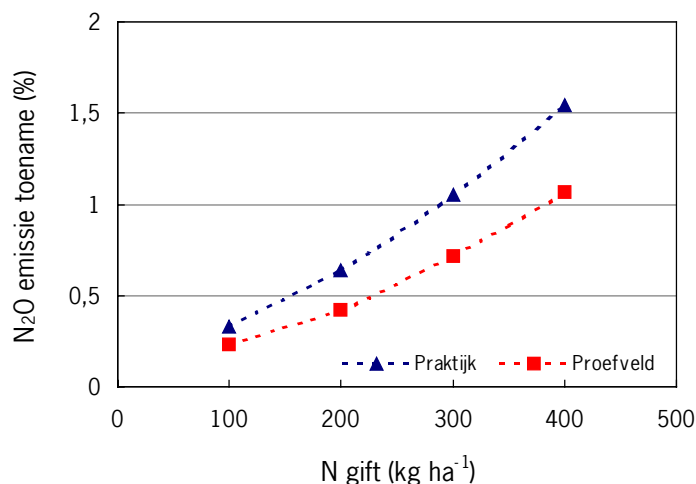
Met het model is ook de jaarlijkse N₂O-emissie in de gesimuleerde bemestingsproef berekend. De gemiddelde waarden uit de periode 1971-1985 nemen toe met de hoeveelheid gegeven kunstmest (Tabel 10). Gedurende twee jaren zijn er op het proefveld van proefbedrijf 'Aver Heino' ook N₂O-emissies gemeten, waaruit een jaarlijkse emissie is berekend (Velthof, 2000). Voor onbemeste velden wordt met het model een overschatting in de emissie van 0,5 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ berekend ten opzichte van de gemeten waarde (Tabel 10). In de bemeste situatie wordt met het model een toename van de N₂O-emissie van 3,7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ berekend ten opzichte van de onbemeste situatie, terwijl een toename van 3,8 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ op 'Aver Heino' gemeten is bij een N-gift van 370 kg ha⁻¹ jr⁻¹. De waarde van 3,7 is gevonden door lineaire interpolatie van de modelresultaten uit Tabel 10 (3,8 en 5,9 bij N-giften van 300, respectievelijk 400 kg ha⁻¹ jr⁻¹).

Tabel 10. N₂O-emissie in kg N ha⁻¹ jr⁻¹, zoals berekend door het model in de gesimuleerde bemestingsproef en gemeten op het proefveld van 'Aver Heino'.

N-gift (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	0	100	200	300	400	370
Situatie						
Modelberekening praktijk	1,7	2,0	2,9	4,8	7,8	-
Modelberekening proefveld	1,6	1,9	2,5	3,8	5,9	5,3
Gemeten op 'Aver Heino' ¹⁾	1,1	-	-	-	-	4,9

¹⁾ Waarden voor 'Aver Heino' zijn gemiddelden van twee jaren: 1992/'93 en 1993/'94 en zijn gebaseerd op lineaire interpolatie van metingen, die circa een keer per week werden uitgevoerd tijdens een deel (ochtend) van de dag (Velthof, 2000).

Op basis van de N₂O-emissie waarden uit Tabel 10, kan de toename van de N₂O-emissie ten opzichte van de onbemeste situatie worden uitgerekend als percentage van de N-gift. Uit Figuur 8 blijkt duidelijk dat volgens de modelberekeningen dit percentage toeneemt als functie van de N-gift en dat de niveaus in de praktijksituatie hoger liggen dan onder proefveldomstandigheden.



Figuur 8. De toename van de N₂O-emissie ten opzichte van een onbemeste situatie, als percentage van de N-gift, uitgezet tegen de N-gift in de gesimuleerde bemestingsproef.

4.3 Bemestingsscenario's

In Bijlage II staan de resultaten van de berekeningen uitgedrukt als gemiddelde van 15 jaren per bemestingsscenario voor de geïrrigeerde en niet-geïrrigeerde situatie.

4.3.1 Waterbalans

In de periode 1971-1985 was de gemiddelde hoeveelheid neerslag van weerstation Wageningen, locatie Haarweg, gelijk aan 696 mm jr⁻¹. Volgens de berekeningen bedraagt de totale percolatie dan 203-221 mm jr⁻¹, indien niet geïrrigeerd wordt, en 213-239 mm jr⁻¹ in de geïrrigeerde situatie, waarbij de gemiddelde extra watertoevoer door irrigatie 38 mm jr⁻¹ bedraagt (op basis van waarden uit Tabel 5). De totale verdamping komt hierdoor uit op een gemiddelde waarde van 488 mm jr⁻¹ (niet-geïrrigeerd) en 515 mm jr⁻¹ (geïrrigeerd), indien verondersteld wordt dat de verandering van de hoeveelheid water in de bodem (0-100 cm) verwaarloosbaar is.

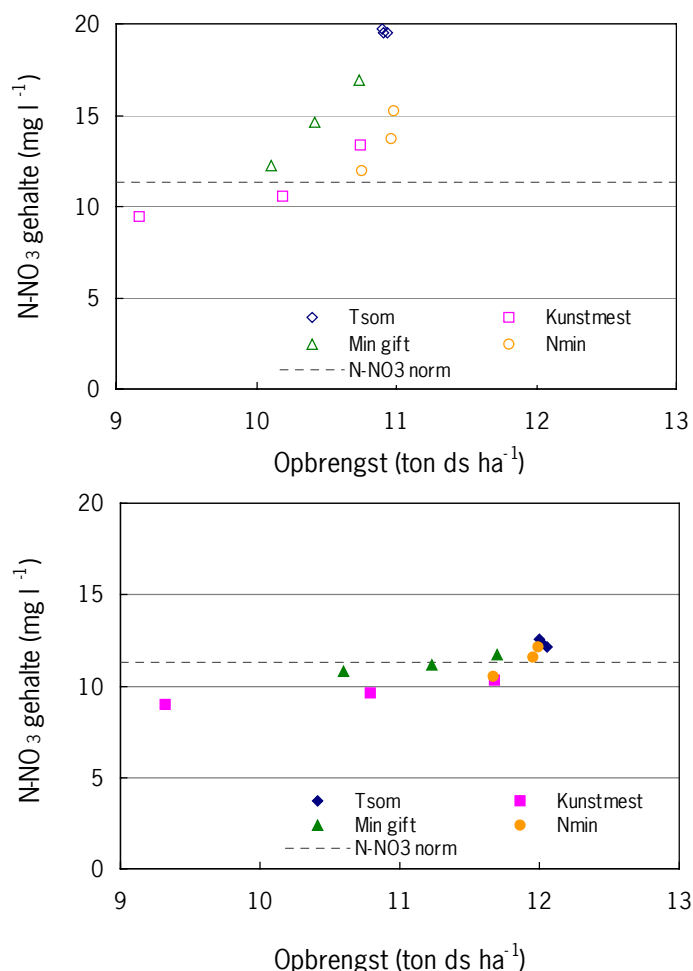
4.3.2 Relatie tussen nitraatgehalte en grasopbrengst

In de niet-geïrrigeerde situatie varieert het N-NO₃-gehalte van het percolatiewater, uitgedrukt als jaargemiddelde, bij de onderzochte bemestingsscenario's van 9,4 tot 19,7 mg l⁻¹ (zie Bijlage II). Bij de relatie tussen N-NO₃-gehalte en droge-stofopbrengst valt op dat de verandering in de timing van de eerste mestgift nauwelijks invloed heeft op zowel het N-NO₃-gehalte als op de opbrengst (zie *Tsom* in Figuur 9a). Bij de andere scenario's is er wel een duidelijke respons, waarbij de effectiviteit in het verlagen van het N-NO₃-gehalte toeneemt in de reeks van *Min-giften* – *Kunstmest* – *Nmin*. Alleen bij *Kunstmest0* en *Kunstmest70* wordt de norm van 11,3 mg l⁻¹ in het percolatiewater gehaald.

De maximale droge-stofopbrengst, waarbij de nitraatnorm in het percolatiewater gerealiseerd wordt, is circa 10,3 ton ha⁻¹ en kan bereikt worden door een jaarlijkse kunstmestgift van circa 90 kg N ha⁻¹ (bovenop de drijfmestgift). Hierbij wordt een opbrengstderving van 0,6 ton ha⁻¹ berekend ten opzichte van de opbrengst waarbij bemest is volgens het landbouwkundig economisch advies (één van de *Tsom*-resultaten is bemest volgens dit advies; zie ook Bijlage II). Voor stikstof geldt in dat geval dat de opbrengst 52 kg ha⁻¹ lager ligt. Dit is procentueel een grotere daling dan voor droge stof (15% respectievelijk 5%).

In de geïrrigeerde situatie loopt het N-NO₃-gehalte van het percolatiewater uiteen van 9,0 tot 12,6 mg l⁻¹ (zie Bijlage II). Door te irrigeren is het N-NO₃-gehalte met name bij de hogere kunstmestgiftten sterk gedaald. Hierdoor wordt bij meer opties van de bemestingsscenario's de nitraatnorm in het percolatiewater gerealiseerd (zie Figuur 9b), waarbij nog steeds geldt dat het *Tsom*-scenario nauwelijks effect heeft. De lagere N-NO₃-gehalten hangen samen met de verhoging in stikstofopbrengst ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie (circa 24 kg ha⁻¹ bij de hoogste bemestingsniveaus). Deze meeropbrengst neemt af tot 7 kg ha⁻¹ indien geen kunstmest wordt toegediend (zie Bijlage II). Voor droge stof geldt een meeropbrengst van circa 1,1 ton ha⁻¹ bij de hoogste bemestingsniveaus en circa 0,15 ton ha⁻¹ indien alleen drijfmest wordt toegediend.

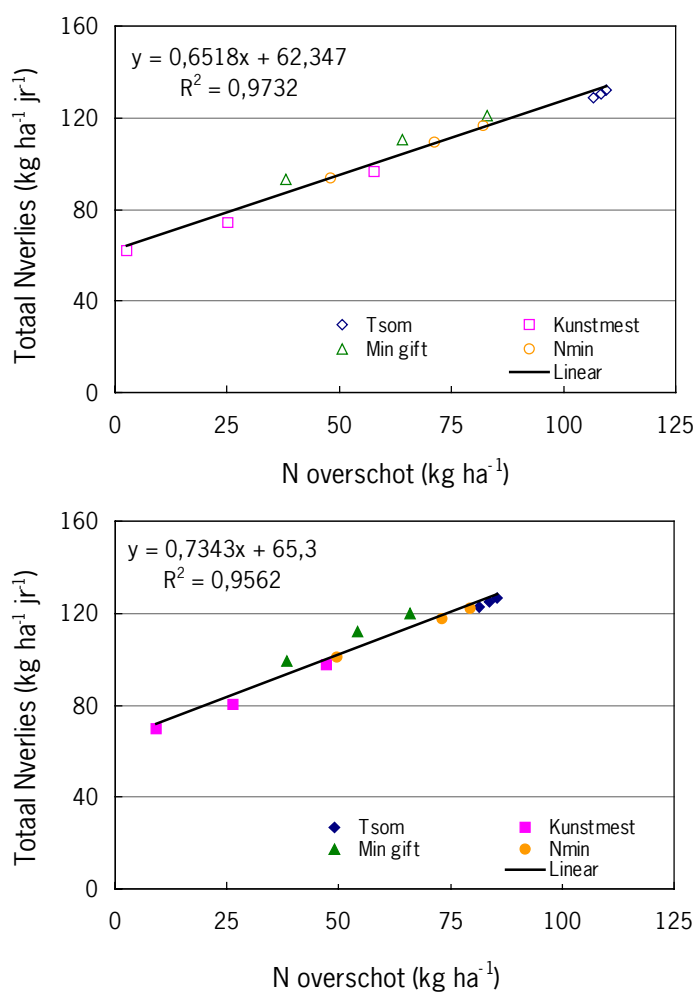
De maximale droge-stofopbrengst in combinatie met 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹ in het percolatiewater bedraagt bij irrigatie circa 11,9 ton ha⁻¹. Dit kan bereikt worden door bij de kunstmestgift een drempel voor *Nmin* (laag 0-30 cm) van circa 11 kg N ha⁻¹ aan te houden. De opbrengstderving ten opzichte van de opbrengst, die volgens het advies bemest is waarbij geen rekening gehouden wordt met de nitraatnorm, is dan relatief klein (circa 0,1 ton ha⁻¹). De nitraatnorm wordt ook gerealiseerd bij een verlaging van de kunstmestgift van 217 naar circa 175 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (volgens het *Kunstmest*-scenario), waarbij de daling in opbrengst circa 0,2 ton ha⁻¹ bedraagt. De daling in stikstofopbrengst bedraagt bij deze twee opties 16 kg ha⁻¹ (*Nmin*) respectievelijk 20 kg ha⁻¹ (*Kunstmest*).



Figuur 9a,b. Berekende N-NO₃-gehalte in het percolatiewater in relatie tot de droge-stofopbrengst voor de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren. Eén van de *Tsom*-opties is het resultaat van de bemesting volgens het landbouwkundig economisch advies ('basisscenario').

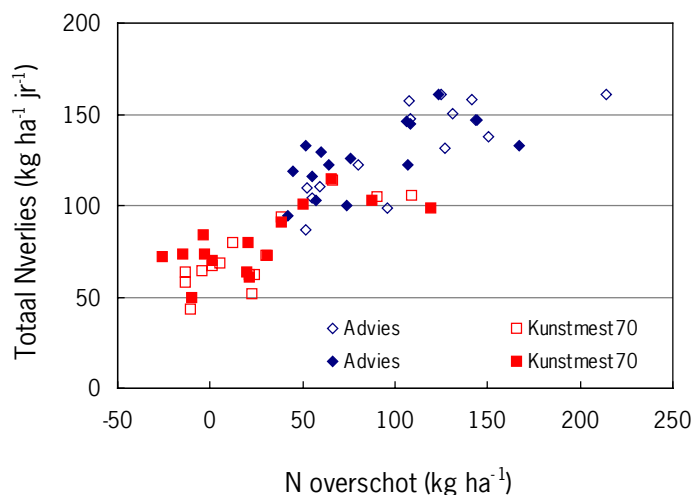
4.3.3 Uitspoeling als functie van stikstofoverschot en totaal stikstofverlies

De totale netto hoeveelheid stikstof, die jaarlijks via uitspoeling en denitrificatie uit de bodemlaag 0-100 cm verloren gaat, varieert van 62 tot 132 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in de niet-geïrrigeerde situatie en van 70 tot 126 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in de geïrrigeerde situatie (Bijlage II). Het totaal stikstofverlies blijkt in de berekeningen nauw gecorreleerd te zijn aan het stikstofoverschot op perceelsniveau, waarbij het stikstofoverschot bepaald is als het verschil tussen stikstofgift (totaal drijfmest + kunstmest) en de netto stikstofopbrengst (zie Figuur 10a,b).



Figuur 10a,b. Totaal N-verlies uit de bodemlaag 0-100 cm uitgezet tegen N-overschot op perceelsniveau in de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elke punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

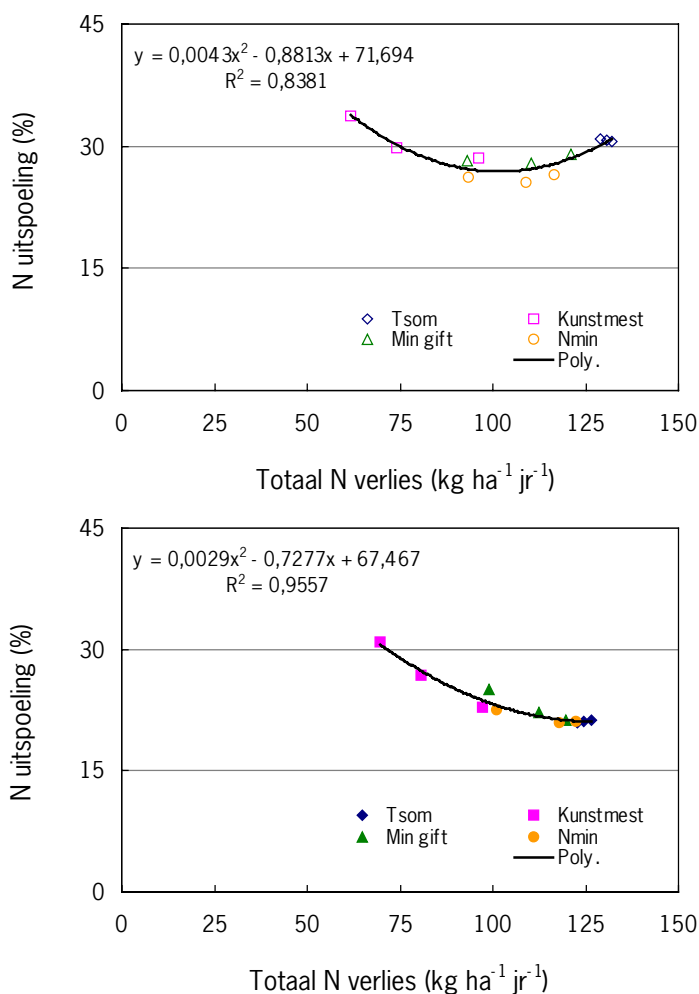
Het percentage verklaarde variatie van beide regressielijnen (R^2 in Figuur 10a,b) is zeer hoog. Dit wordt mede veroorzaakt doordat variatie als gevolg van verschillen in weer tussen jaren niet in Figuur 10 tot uiting komt, omdat alle punten het gemiddelde van dezelfde 15 jaren weergeven. Indien de variabelen van Figuur 10a,b tegen elkaar uitgezet worden voor ieder jaar afzonderlijk, dan blijkt de variatie veel hoger te zijn (Figuur 11). Bij hetzelfde stikstofoverschot kan het verschil tussen hoge en lage waarden voor het totaal stikstofverlies oplopen tot 50 kg ha⁻¹ jr⁻¹.



Figuur 11. Totaal N-verlies uit de bodemlaag 0-100 cm uitgezet tegen N-overschot op perceelsniveau in de niet-geïrrigeerde (open symbolen) en geïrrigeerde (dichte symbolen) situatie bij twee bemestingsscenario's. De punten in de figuur geven de resultaten van 15 afzonderlijke jaren weer.

De verschillen in totaal stikstofverlies, gemiddeld over 15 jaren, tussen beide irrigatiesituaties zijn relatief klein (zie Figuur 10a,b). Door te irrigeren veranderen er twee aspecten in de verhouding tussen het stikstofoverschot en het totaal stikstofverlies, die elk een tegengestelde werking hebben op het totale verlies. Enerzijds wordt door irrigatie het overschot bij de meeste bemestingsituaties lager. Dit geldt met name bij de hogere kunstmestgiften tot max. 24 kg ha⁻¹ bij toediening van de adviesbemesting. Anderzijds is het verlies bij hetzelfde overschot hoger in de geïrrigeerde situatie. Volgens de regressievergelijkingen uit de Figuur 10a,b wordt bij een stikstofoverschot van 25 kg ha⁻¹ jr⁻¹ een totaal stikstofverlies van 79, respectievelijk 84 kg ha⁻¹ jr⁻¹ berekend voor de niet-geïrrigeerde en geïrrigeerde situatie en bij een stikstofoverschot van 75 kg ha⁻¹ jr⁻¹ zijn deze waarden 111 en 120 kg ha⁻¹ jr⁻¹. De twee tegengestelde effecten leiden samen tot een geringe verandering bij berekening in het totale stikstofverlies dat uiteenloopt van een afname van circa 6 kg ha⁻¹ bij de hogere stikstofgiften tot een toename van 8 kg ha⁻¹ bij de lagere stikstofgiften. Gemiddeld over alle bemestingsituaties bedraagt het verschil slechts +2 kg ha⁻¹ ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie.

De jaarlijkse stikstofuitspoeling, uitgedrukt als percentage van het totale stikstofverlies (uitspoeling + denitrificatie), kan goed beschreven worden met kwadratische functies afhankelijk van het totale N-verlies (Bijlage II en Figuur 12a,b). Het percentage stikstofuitspoeling is gemiddeld voor de niet-geïrrigeerde situatie 29% en voor de geïrrigeerde situatie 23%. De nitraatuitspoeling in de geïrrigeerde situatie is niet alleen procentueel, maar ook in absolute waarde duidelijk afgenomen ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie en ook hier geldt dit vooral bij de hoge kunstmestgiften. Aangezien de verandering van het totale verlies nihil is (gemiddeld +2 kg ha⁻¹), gaat de verlaging van de uitspoeling bij berekening samen met een verhoging van de denitrificatie (procentueel en absoluut). Deze toename treedt bij alle doorgerekende opties van de bemestingsscenario's op, waarbij de verhoging varieert van 9 tot 18% ten opzichte van de denitrificatie in de niet-geïrrigeerde situatie (zie 4.3.6).



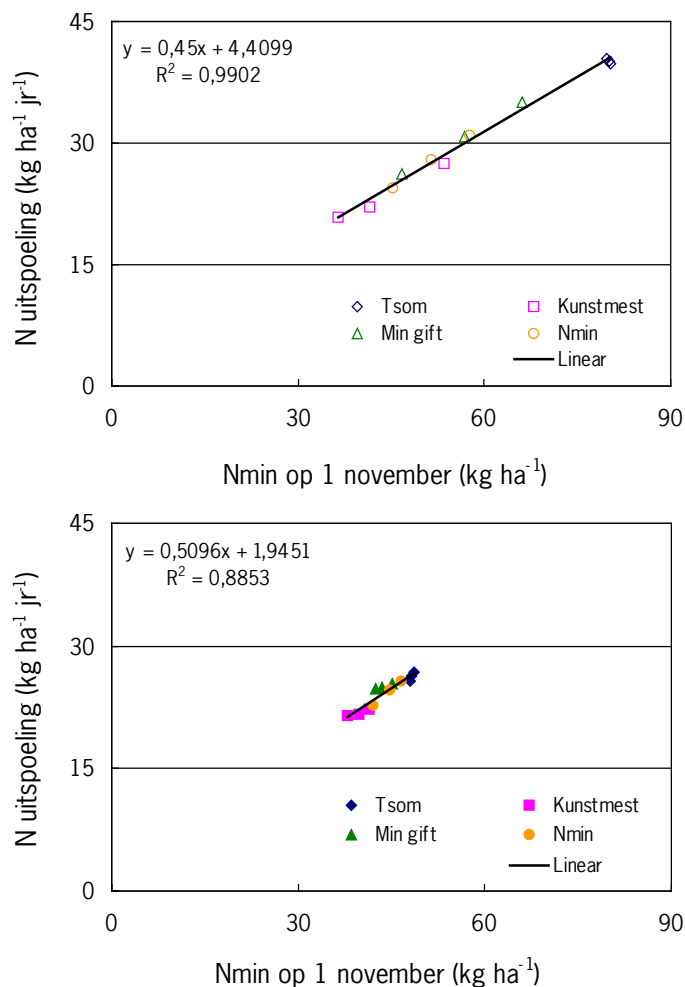
Figuur 12a,b. Berekende netto stikstofuitspoeling uit de bodemlaag 0-100 cm, uitgedrukt als percentage van totaal N-verlies, uitgezet tegen totaal N-verlies (uitspoeling + denitrificatie) voor de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

Bovenstaande gemiddelden (23 en 29%) zijn gebaseerd op jaartotalen. Indien de analyse op seizoensbasis wordt uitgevoerd, verandert de verhouding tussen uitspoeling en denitrificatie drastisch. Tijdens het groeiseizoen (hier gedefinieerd als de periode tussen 1 april en 1 november) vindt er volgens de berekeningen nauwelijks uitspoeling plaats, maar treedt er wel een aanzienlijke denitrificatie op. De gemiddelde uitspoeling bedraagt dan 1,5 kg ha⁻¹ en de denitrificatie 66,6 kg ha⁻¹ (niet-geïrrigeerd), respectievelijk 0,9 kg ha⁻¹ en 75,9 kg ha⁻¹ (geïrrigeerd). Tijdens het uitspoelingsseizoen (1 november - 1 april) is de situatie verhoudingsgewijs compleet omgekeerd: een uitspoeling van 29,0 en een denitrificatie van 8,5 kg ha⁻¹ in de niet-geïrrigeerde situatie en voor de geïrrigeerde situatie komen de resultaten uit op 23,5 en 7,5 kg ha⁻¹. Samenvattend voor beide situaties geldt dat 96% van de jaarlijkse uitspoeling tijdens de periode 1 november - 1 april plaatsvindt en dat 90% van de jaarlijkse denitrificatie in de periode 1 april - 1 november optreedt.

4.3.4 Uitspoeling als functie van Nmin (najaar) of werkzame stikstofgift

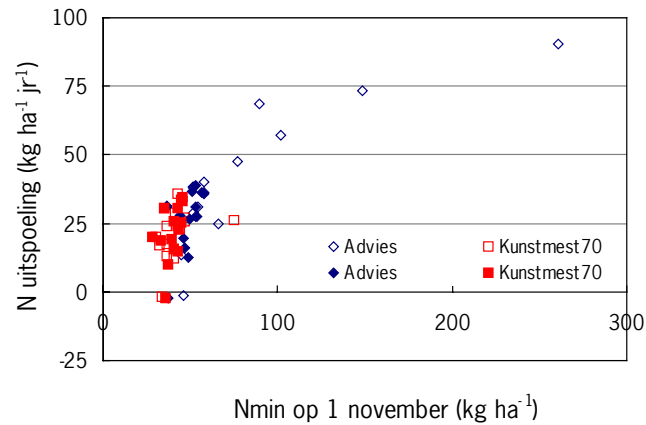
Met de relaties uit de Figuren 10 en 12 kan de jaarlijkse stikstofuitspoeling berekend worden als functie van het stikstofoverschot, waarbij tevens het totale stikstofverlies uitgerekend wordt. Het verschil tussen totaal verlies en uitspoeling geeft in deze studie de totale denitrificatie weer. Bepaling van de

stikstofuitspoeling kan ook via andere methoden geschieden. Hieronder zijn twee voorbeelden gegeven. Met de berekende Nmin-hoeveelheid in de bovenste 100 cm op 1 november kan de N-uitspoeling goed gecorreleerd worden (Figuur 13a,b). Er blijkt een sterk lineair verband te bestaan tussen de berekende Nmin op 1 november en de berekende jaaruitspoeling van stikstof.



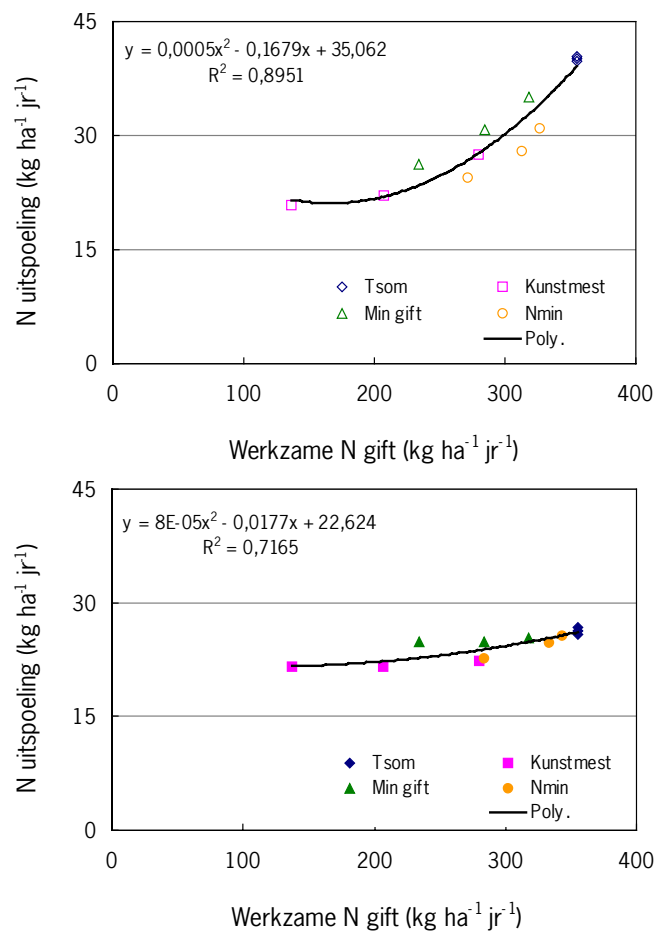
Figuur 13a,b. De jaarlijkse stikstofuitspoeling uitgezet tegen Nmin (0-100 cm) op 1 november in de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

Ook hierbij geldt dat de percentages verklaarde variatie in de lineaire relaties uit Figuur 13a,b relatief hoog zijn, maar dat gebruik van de resultaten van ieder jaar afzonderlijk ertoe leidt dat de variatie toeneemt en dat de lineariteit van de relatie afneemt (Figuur 14). Bij een Nmin-hoeveelheid van 50-60 kg ha⁻¹ loopt de variatie in jaarlijkse stikstofuitspoeling uiteen van circa 10 tot 40 kg ha⁻¹ jr⁻¹. De negatieve waarden in Figuur 14 zijn afkomstig van 1971 en worden veroorzaakt doordat in deze studie gekozen is om de netto uitspoeling door het grensvlak van 100 cm weer te geven. Er is dus in dat jaar meer stikstof vanuit de laag onder de 100 cm naar boven gekomen dan er naar beneden is uitgespoeld. Dan wordt de waarde voor de netto stikstofbelasting van de bodemlaag onder de 100 cm een negatief getal. Dit werd deels veroorzaakt door de droge winter 1971/'72, waarin de regenval slechts circa 56% bedroeg van de verwachte gemiddelde neerslaghoeveelheid (periode 1 november - 1 april).



Figuur 14. De jaarlijkse stikstofuitspoeling uitgezet tegen N_{min} (0-100 cm) op 1 november in de niet-geïrrigeerde (open symbolen) en geïrrigeerde (dichte symbolen) situatie bij twee bemestingsscenario's. De punten in de figuur geven de resultaten van 15 afzonderlijke jaren weer.

Correlatie van de jaarlijkse stikstofuitspoeling met de hoeveelheid werkzame stikstofgift is weergegeven in Figuur 15a,b. Beide lijnen geven aan dat de stijging in uitspoeling gering is bij lage stikstofgiften, maar toeneemt bij hogere giften. Door te irrigeren blijft de stijging in stikstofuitspoeling ook bij de hogere stikstofgiften van deze studie beperkt vergeleken met de niet-geïrrigeerde situatie.



Figuur 15a,b. De jaarlijkse stikstofuitspoeling uitgezet tegen de werkzame N-gift in de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

4.3.5 Wat is toelaatbaar?

Met behulp van de relaties uit de Figuren 10, 12, 13 en 15 zijn de gemiddelde toelaatbare verliezen en overschotten op perceelsniveau berekend, die leiden tot het bereiken van de nitraatnorm van 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹ in het percolatiewater (Tabel 11).

Tabel 11. Gemiddeld toelaatbare verliezen, overschotten en N_{min}-hoeveelbeden (op 1 november), die leiden tot een gemiddelde waarde van 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹ in het percolatiewater.

Toelaatbaar	Niet-geïrrigeerd	Geïrrigeerd
N-NO ₃ norm (mg l ⁻¹)	11,3	11,3
N-uitspoeling (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹) ^a	23,7	24,5
Totaal N-verlies (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹) ^b	85	107
Totaal N-overschot (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹) ^c	70	92
Werkzame N-gift (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	242	298
N _{min} op 1 november (kg ha ⁻¹)	42,9	44,2

^a Geschatte percolatie bij 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹ in de niet-geïrrigeerde situatie is 210 mm jr⁻¹ en in de geïrrigeerde situatie 216 mm jr⁻¹.

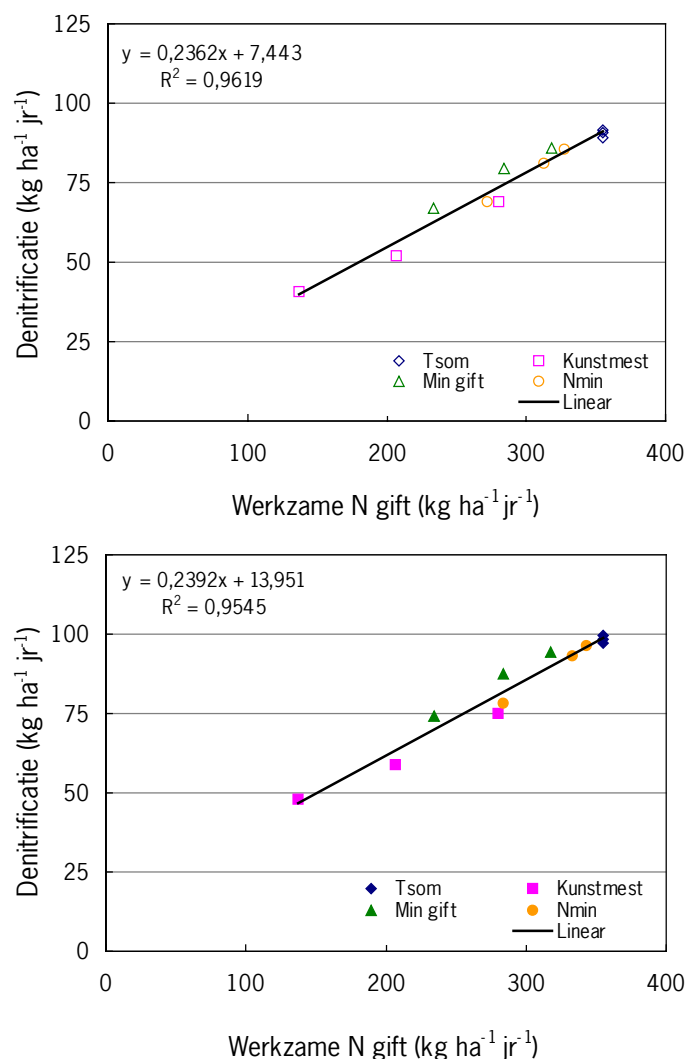
^b Percentage N-uitspoeling ten opzichte van totaal N-verlies is 28%, respectievelijk 23%.

^c Inclusief depositie (gemiddeld 35 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in de berekeningen).

De grasopbrengsten die horen bij de werkzame N-giften uit Tabel 11 bedragen 10,4 ton ha⁻¹ (niet-geïrrigeerd) en 11,6 ton ha⁻¹. Het stikstofpercentage van het afgevoerde gras is voor beide situaties circa 3,0%. Via regressievergelijkingen, die gemaakt zijn voor de relatie tussen de berekende droge-stofopbrengst en toegediende werkzame stikstof, zijn ook landbouwkundig optimale stikstofgiften uitgerekend bij een marginale droge-stofopbrengst van 7,5 kg ds (kg N gift)⁻¹. Voor de niet-geïrrigeerde situatie bedraagt deze gift 255 kg ha⁻¹ jr⁻¹ en voor de geïrrigeerde situatie 321 kg ha⁻¹ jr⁻¹. In beide gevallen ligt het landbouwkundig optimum boven de berekende milieukundig toelaatbare gift uit Tabel 11.

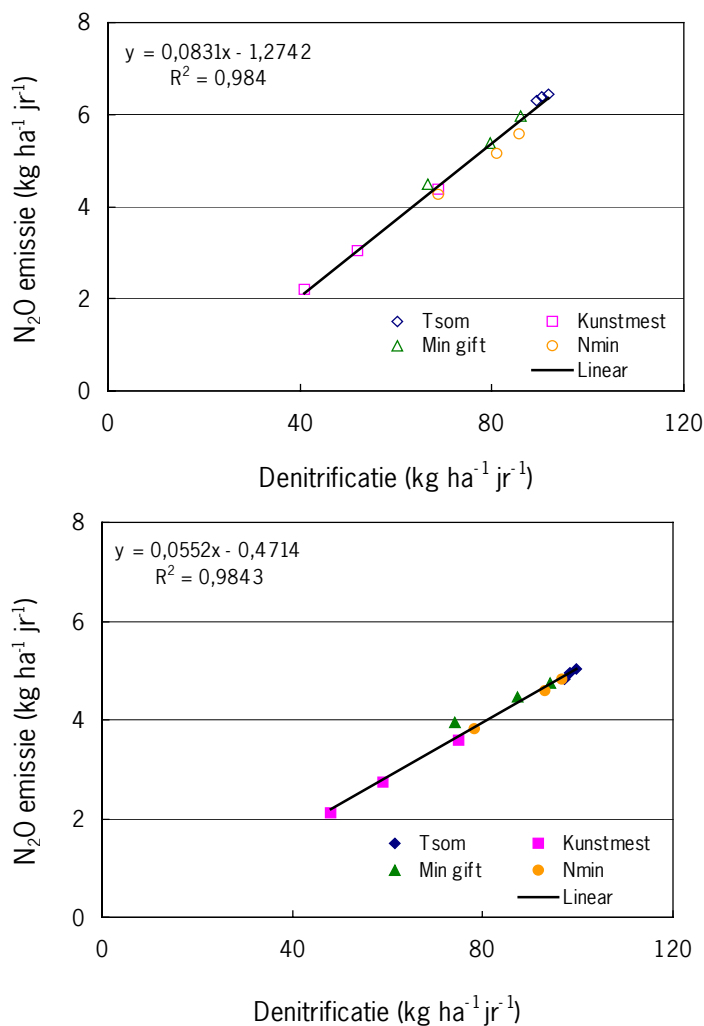
4.3.6 N₂O-emissie als functie van denitrificatie en werkzame stikstofgift

Denitrificatie kan berekend worden met de relaties uit de Figuren 10 en 12 als functie van het N-overschot. In Tabel 11 geeft het verschil tussen totaal N-verlies en N-uitspoeling de denitrificatie aan, berekend met behulp van deze relaties. Evenals voor uitspoeling kan denitrificatie ook rechtstreeks worden uitgerekend als functie van de hoeveelheid werkzame N-gift (Figuur 16a,b). De denitrificatie blijkt hierbij positief gecorreleerd te zijn met de werkzame stikstofgift.



Figuur 16a,b. De jaarlijkse denitrificatie uitgezet tegen de werkzame N-gift in de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

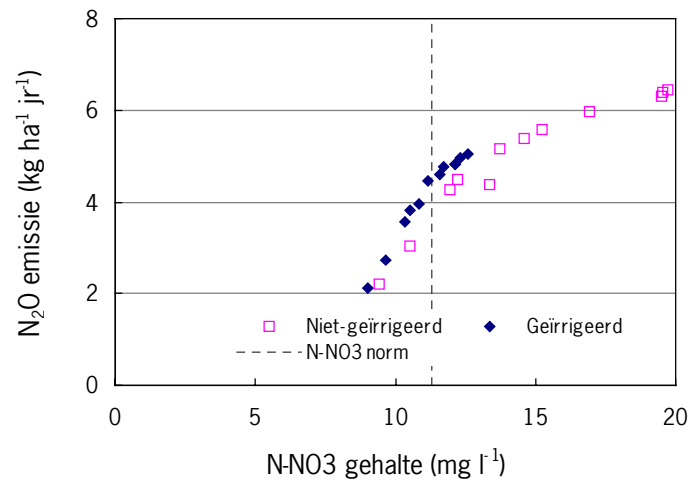
Uit Figuur 16a,b blijkt eveneens dat de denitrificatie is toegenomen door te irrigeren ten opzichte van de niet-geïrrigeerde situatie. Bij een werkzaam N-gift-niveau van $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ is de toename gelijk aan circa $7,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en bij $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ wordt met het model een gemiddelde stijging van $7,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ berekend. Een toename werd niet gevonden bij de N_2O -emissie, want in de geïrrigeerde situatie zijn de N_2O -emissies lager (zie Figuren 17a,b en 18). Dit wordt veroorzaakt doordat de N_2O -emissie als percentage van de totale denitrificatie onder geïrrigeerde situaties lager is. Berekende waarden voor de N_2O -emissie, uitgedrukt als percentage van de totale denitrificatie, lopen uiteen van 5,4 tot 7,1% (niet-geïrrigeerd) en van 4,4 tot 5,0% (geïrrigeerd; zie Bijlage II). Het verschil in percentage N_2O -emissie tussen beide irrigatiesituaties is het grootst bij de hogere kunstmestgiften. Met behulp van de relaties uit Figuur 17a,b en de relaties uit voorgaande Figuren (10 en 12) kan nu ook de N_2O -emissie uitgerekend worden als functie van het N-overschot.



Figuur 17a,b. De jaarlijkse N₂O-emissie uitgezet tegen de totale denitrificatie in de niet-geïrrigeerde (a, open symbolen) en geïrrigeerde (b, dichte symbolen) situatie. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

4.3.7 Relatie tussen N₂O-emissie en nitraatgehalte

Een lagere N₂O-emissie blijkt goed samen te gaan met een lager N-NO₃-gehalte in het percolatiewater (zie Figuur 18; Bijlage II). Hierbij valt op dat de punten van de geïrrigeerde en de niet-geïrrigeerde situatie redelijk op één (kromme) lijn liggen. Bij de norm van 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹ in het percolatiewater wordt een N₂O-emissie berekend van circa 4.1 kg ha⁻¹ (3,8 - 4,4). Dit is een daling van 41% in de niet-geïrrigeerde situatie en van 12% in de geïrrigeerde situatie ten opzichte van de niveaus die berekend worden bij toepassing van de adviesbemesting (6,5 respectievelijk 5,0 kg ha⁻¹).



Figuur 18. Relatie tussen N-NO₃-gehalte en N₂O-emissie voor niet-geïrrigeerde (open punten) en geïrrigeerde (dichte punten) situaties. Elk punt in de figuur is het gemiddelde van 15 jaren.

5. Discussie

5.1 Grondwaterstand

Tijdens het groeiseizoen is de overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden in 1992 en 1993 van de proeflocatie te Heino redelijk goed, maar de pieken en dalen in de gemeten grondwaterstand worden in een aantal gevallen niet zo goed berekend (zie Figuur 5). Dit is een logisch gevolg van het gebruik van de regressieanalyse, waarmee het gemiddelde tussen hoge en lage waarden wordt gevonden (Figuur 3). De verschillen met de metingen bij de overgang van 1993/'94 laten zien dat in de winter wellicht te hoge grondwaterstanden worden berekend. Dit kon in de dataset van 1992 die gebruikt was voor de regressie-analyse niet worden bepaald, omdat grondwaterstanden in de winter in deze dataset ontbraken. Het is niet duidelijk of dit de resultaten van deze studie sterk beïnvloed heeft. Met het model zijn nattere omstandigheden in de winter berekend dan in werkelijkheid gemeten werden. Dit kan een verhogend effect hebben op de berekende denitrificatie, omdat er minder zuurstof in de bodem aanwezig is, maar heeft ook een remmende werking op de vorming van nitraat door nitrificatie. Beide effecten hebben een tegengestelde werking op de denitrificatie, zodat de afwijking wellicht meevalt. Bovendien wordt tijdens deze periode 'slechts' 10% van de totale denitrificatie van een jaar berekend. Het effect op de uitspoeling valt dan wellicht ook mee, mede omdat de berekende grondwaterstand in het voorjaar uiteindelijk terugzakt naar 60 cm-mv, zoals ook uit de metingen in de periode 1993-1994 naar voren kwam.

5.2 Bemestingsproef

5.2.1 Opbrengstberekeningen versus proefveldresultaten

Uitgangspunt voor de modelberekeningen was een NLV van $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (zie 3.2.1). Met behulp van de vergelijking door Hassink (1996) gepubliceerd, is de hoeveelheid organische N in de bovenste 20 cm uitgerekend. Dit laatste was invoer voor het model en de berekende opbrengst op onbemeste veldjes (= NLV) was hierbij gemiddeld $131 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (zie Figuur 7). Het verschil ten opzichte van de geplande 140 is klein (-6%) en het model presteert dus goed op dit aspect. De vergelijking van Hassink wordt niet in het model gebruikt. Met berekeningen op dagbasis en door mineralisatie van N uit een aantal organische-stofpools, opname uit de bodem door de wortels van het gras en verdeling in de plant tussen oogstbare en niet-oogstbare delen wordt uiteindelijk via de som van de snedeopbrengsten een totaal van gemiddeld 131 op jaarbasis bepaald. Hiermee sluit het model dus goed aan bij de gegevens die door Hassink gebruikt waren bij het vaststellen van de relatie tussen bodemorganische N en NLV.

Uit Tabel 8 blijkt dat afwijkingen van de modelberekeningen ten opzichte van de proef op 'Aver Heino' tussen de 3,3 en 8,5% liggen. Op jaarbasis lijkt het model dus redelijk goed overeen te komen met de proef op 'Aver Heino', wat mede veroorzaakt wordt door de calibratie van het model met een deel van de proefveldresultaten uit Heino (alleen data van 1992). Echter, de vergelijking is niet helemaal correct omdat de periode waarover gemeten en berekend is, niet gelijk is (1992-1994 versus 1971-1985).

Met behulp van QUAD-MOD (Ten Berge *et al.*, 2000), dat gebaseerd is op proefveldresultaten, werden de kengetallen uitgerekend zoals ze ook in Tabel 9 vermeld staan (zie Tabel 12). Deze gelden voor normaal vochthoudend grasland, inclusief de aanpassing van de proefveldresultaten voor de praktijk-situatie. De verschillen tussen QUAD-MOD en het model dat in deze studie gebruikt is, lopen bij de droge-stofopbrengst uiteen van 2% (bij N-gift = 400) tot 16% (bij N-gift = 0). Het grootste verschil wordt gevonden in de opbrengst bij nul-bemesting. Met betrekking tot de stikstofopbrengst lopen de verschillen uiteen van 13% (bij N-gift = 400) tot 0% (bij N-gift = 0). Het verschil bij een N-gift van

400 kg ha⁻¹ jr⁻¹ is aanzienlijk: met QUAD-MOD wordt 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ meer opbrengst berekend. Het verschil tussen QUAD-MOD en het proefveld op 'Aver Heino' is nog groter, aangezien de gemeten waarde van het proefveld lager ligt dan de door het model berekende waarde van deze studie (zie Tabel 8). Omdat in deze studie het proefveld van 'Aver Heino' als uitgangspunt genomen is, is het model verder niet aangepast aan de QUAD-MOD-berekeningen.

Tabel 12. Enige kengetallen van de opbrengstcurve voor de praktijk situatie, zoals door QUAD-MOD berekend wordt in combinatie met een opbrengst bij nul-bemesting van 130 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

Kengetal	N-gift = 0	N-gift = 200	N-gift = 400
Netto droge-stofopbrengst (ton ha ⁻¹ jr ⁻¹)	5,0	9,6	10,7
Netto stikstofopbrengst (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	130	292	407
Stikstofconcentratie (%)	2,6	3,0	3,8
Initiële stikstofterugwinning (-)	0,81	-	-
Stikstofterugwinning bij N-gift = 200 (-)	-	0,81	-
Stikstofterugwinning bij N-gift = 400 (-)	-	-	0,69

5.2.2 N₂O-emissiefactor

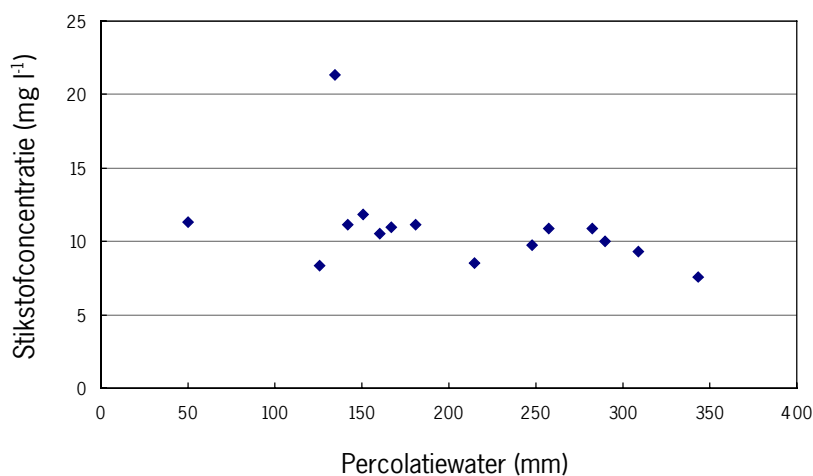
Uit de berekende en gemeten N₂O-emissie-waarden (Tabel 10) blijkt dat met name het effect van kunstmestgebruik op de N₂O-emissie in de proef van 'Aver Heino' goed berekend wordt. In Figuur 8 komt duidelijk naar voren dat de emissiefactor voor kunstmest afhankelijk is van de hoeveelheid toegediende kunstmest. Het gebruik van een constante factor, zoals bijvoorbeeld in Velthof & Oenema (1997), zou op basis van de modelresultaten moeten worden afgeraden, indien de N₂O-emissie van een perceel goed geschat moet worden. De gemiddelde gemeten waarde (10 g N₂O-emissie per kg N uit kunstmest, zie Velthof & Oenema, 1997) leidt tot een overschatting van 35% bij een N-gift van 100 kg ha⁻¹ jr⁻¹ en een onderschatting van 27% bij een N-gift van 400 kg ha⁻¹ jr⁻¹ ten opzichte van de berekende N₂O-emissie-waarden van het model voor de praktijksituatie. Op een hoger integratieniveau (bijvoorbeeld bedrijf) is de variatie in deze emissiefactor als functie van de stikstofgift van veel minder belang, omdat de emissie uit de bodem als gevolg van kunstmestgebruik niet meer dan 17% van de totale (directe en indirecte) emissie van het bedrijfssysteem in de praktijk bedraagt (volgens Velthof & Oenema, 1997).

5.3 Bemestingsscenario's

5.3.1 Effect van neerslag op nitraatgehalte

De hoeveelheid percolatiewater in de berekeningen (zie Bijlage II) is lager dan gemiddeld voor Nederland wordt aangenomen (gemiddelde grondwateraanvulling = 300 mm jr⁻¹; zie onder andere Goossens & Meeuwissen, 1990). Dit lijkt direct samen te hangen met de gemiddelde jaarlijkse neerslag, die in de berekeningen eveneens circa 100 mm lager was (gemiddelde neerslag = 792 mm jr⁻¹; Anoniem, 1997). Vermoedelijk zou de stikstofconcentratie in het percolatiewater in de niet-geïrrigeerde situatie lager zijn bij een hogere neerslaghoeveelheid, omdat in de zomer dan minder droogtestress optreedt (betere groeiomstandigheden, hogere stikstofopname). Tijdens de winter kan een groter percolatievolume ook leiden tot een hogere mate van verdunning, waardoor de gemiddelde stikstofconcentratie over het totale percolatiewater daalt (Fraters *et al.*, 1997). In de literatuur zijn echter ook resultaten gepubliceerd, die aangeven dat de concentratie gelijk blijft onafhankelijk van het percolatievolume (Kolenbrander, 1981; Scholefield *et al.*, 1993). De modelresultaten van de periode 1971-1985

lijken erop te wijzen dat de concentratie gelijk blijft (Figuur 19), maar dit zou beter onderzocht kunnen worden door de simulatie uit deze studie te herhalen voor de periode 1986-2000, waarin de jaarlijkse neerslaghoeveelheid gemiddeld hoger was dan in de periode 1971-1985.



Figuur 19. De stikstofconcentratie in het percolatiewater als functie van de hoeveelheid percolatiewater tijdens de wintermaanden november t/m maart. De punten in de figuur geven de resultaten van 15 afzonderlijke jaren weer van een niet-geïrrigeerde situatie met een kunstmestgift van 70 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

5.3.2 Effectiviteit van maatregelen

Nitraatgehalte

Er zijn in de resultaten van de berekeningen duidelijke verschillen gevonden in de effectiviteit van de verschillende bemestingsstrategieën. Uitstellen van de eerste bemesting in het voorjaar door verhoging van de T_{som} -drempel heeft volgens de modelresultaten nauwelijks effect op de gemiddelde opbrengst en verliezen per jaar (zie Figuur 9a,b en Bijlage II). Het risico op uitspoeling in de berekeningen is blijkaar te gering bij de gekozen opties van $T_{som} = 275$ tot 355 °C. Het hoge aandeel ammonium in de eerste mestgift (> 75%) speelt wellicht hierbij een rol, omdat ammonium minder gemakkelijk uitspoelt. De bemestingsstrategie waarbij de kunstmestgiften aan het eind van het seizoen werden weggelaten (*Min-gift*), had slechts een matig effect vergeleken met de twee meest effectieve bemestingsstrategieën (*Kunstmest* en *Nmin*). Dit resultaat is opmerkelijk omdat in geval van beweiding geadviseerd wordt om in het najaar eerder op te stallen als effectieve maatregel om tot beperking van de stikstofuitspoeling te komen. Met het model wordt juist berekend dat het beter zou zijn om gedurende het gehele groeiseizoen hoge stikstofhoeveelheden in de bodem te voorkomen en niet alleen in het najaar. Dit komt nog het beste tot uiting in de *Nmin*-bemestingsstrategie. Volgens de berekeningen geeft deze maatregel de meest gunstige verhouding tussen opbrengst en verlies. Echter, de uitvoerbaarheid van deze strategie in de praktijk stuit (nog) op problemen. In dat geval is vermindering van de stikstofadviesgift over het hele jaar (*Kunstmest*) volgens de resultaten van deze studie een redelijk alternatief en direct toepasbaar.

Irrigeren als maatregel om het N-NO₃-gehalte te verlagen blijkt bijzonder effectief in de berekeningen bij een hoge N-gift, bijvoorbeeld een daling van 7,1 mg l⁻¹ in het percolatiewater bij toediening van de adviesbemesting tussen de geïrrigeerde en niet-geïrrigeerde situatie (zie Bijlage II). Ook anderen hebben deze conclusie getrokken (bijvoorbeeld Hack-Ten Broeke, 2000). In de berekeningen van deze studie is het resultaat enigszins geflatteerd, omdat er bij lagere snedeopbrengsten als gevolg van droogtestress geen aanpassing in de daaropvolgende kunstmestgiften is toegepast, in tegenstelling tot wat geadviseerd

wordt (zie Anoniem, 1998). Indien dit wel was gebeurd, zouden de verschillen tussen geïrrigeerd en niet-geïrrigeerd minder groot zijn. Dit blijkt ook uit de verlaging van het N-NO₃-gehalte bij *Nmin15* ten opzichte van *Tsom275* (-6,0 mg l⁻¹) in de niet-geïrrigeerde situatie, zonder verlies van opbrengst. Bij het *Nmin*-scenario wordt namelijk rekening gehouden met de accumulatie van stikstof in anorganische vorm in de bovengrond (0-30 cm), die ten dele door droogtestress wordt veroorzaakt.

N₂O-emissie

Op basis van de resultaten lijkt een apart beleid voor terugdringing van N₂O-emissie uit grasland niet nodig. Immers, verlaging van N₂O-emissie gaat goed samen met verlaging van het nitraatgehalte (zie Figuur 18) en voor het laatste is op Nederlands en Europees niveau al beleid ontwikkeld (bijvoorbeeld MINAS, nitraatrichtlijn, etc.). In de berekeningen is de verlaging van de N₂O-emissie die optreedt bij de nitraatnorm van 11,3 mg l⁻¹ in het percolatiewater zelfs groter dan de internationaal afgesproken streefwaarde voor de reductie in broeikasgassen (= 6% in Kyoto in 1997).

Door irrigatie neemt de denitrificatie toe, maar de N₂O-emissie neemt juist af (zie Bijlage II en Figuur 17a,b). Dit lijkt tegenstrijdig, maar kan verklaard worden vanuit de procesvergelijkingen in het model. Irrigatie zal met name in de zomer het watergehalte in de bodem verhogen. Hierdoor neemt de denitrificatie, die toch al grotendeels (90%) tijdens het groeiseizoen plaatsvindt, toe. De afname in N₂O-emissie daarentegen kan ook verklaard worden door de hogere watergehalten. Bij een groter zuurstoftekort zal N₂O, dat als tussenproduct ontstaat bij de omzetting van NO₃ naar N₂, sneller omgezet worden in N₂. Bovendien is er door verbeterde groeiomstandigheden wellicht minder NO₃ in de bodemoplossing aanwezig en ook dit veroorzaakt een lagere N₂O:N₂-verhouding. Er zal daardoor minder N₂O vanuit de bodem naar de atmosfeer ontsnappen. In deze modelstudie blijkt beregenen dus ook goed voor verlaging van de N₂O-emissie, ondanks verhoogde denitrificatie. Misschien zou de verhoging in denitrificatie geringer zijn geweest, indien met minder hoge irrigatiegiften per berekening gerekend was, bijvoorbeeld 15 mm in plaats van 30 mm per keer. Dit is echter in het kader van deze studie niet onderzocht.

5.3.3 Relatie tussen stikstofresponscurve en bemestingsadvies

Het valt op dat voor het bereiken van de nitraatnorm in het percolatiewater in de berekeningen niet veel droge-stofopbrengst hoeft te worden ingeleverd ten opzichte van het niveau bij landbouwkundig economisch advies (1 tot 5%, zie Figuur 9a,b). De relatie tussen stikstofgift en droge-stofopbrengst speelt hierin een belangrijke rol. Uit de resultaten van de gesimuleerde bemestingsproef bleek dat een verhoging van de jaarlijkse stikstofgift van 200 naar 300 kg ha⁻¹ in de proefveldsituatie een toename van de droge-stofopbrengst van 1,4 ton ha⁻¹ oplevert, maar dat die stijging voor de praktijksituatie slechts 0,6 ton ha⁻¹ bedraagt. Dit verschil in respons hangt samen met de manier waarop de verschillen tussen proefveld en praktijk in de berekeningen worden aangebracht. Berekeningen met het model CNGRAS komen hierin overeen met die van QUAD-MOD ten aanzien van de droge-stofopbrengsten. Met behulp van QUAD-MOD wordt voor normaal vochthoudend zand een verschil van 1,8 ton ha⁻¹ in de proefveldsituatie berekend en 0,8 ton ha⁻¹ voor de praktijksituatie. Dit hangt samen met de verlaging van een droge-stofproductieparameter met 15% en het toegepaste veldverliespercentage in beide modellen (zie 3.5) en veroorzaakt een lagere respons, met name bij hogere stikstofgiften (zie Figuur 7). Het gevolg hiervan is dat er volgens de modelberekeningen van deze studie circa 70 kg ha⁻¹ minder bemest kan worden ten opzichte van het landbouwkundig advies, zonder noemenswaardige opbrengstderiving aan droge stof (zie bijvoorbeeld *Kunstmest145* in de niet-geïrrigeerde situatie, Bijlage II). Het effect op de berekende droge-stofopbrengst is dan relatief klein (-1,4%), maar de verlaging in nitraatgehalte van het percolatiewater is daarbij aanzienlijk (-32%).

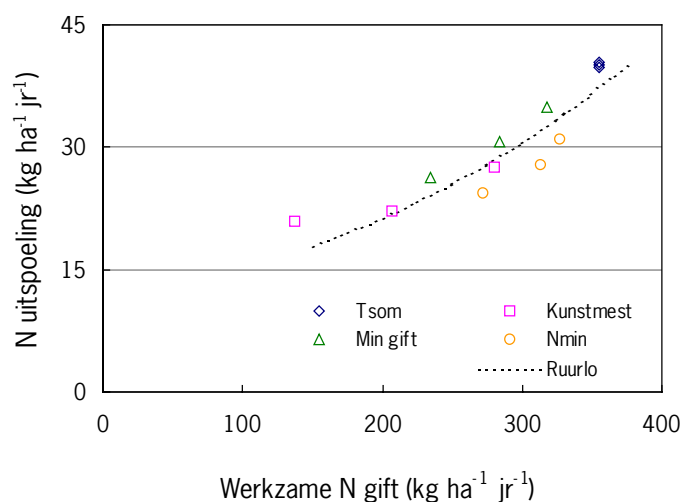
Het lijkt erop dat voor de situatie die in deze studie onderzocht is, het landbouwkundig advies onnodig hoog is in relatie tot de nitraatuitspoeling. Het landbouwkundig bemestingsadvies is in de eerste plaats niet gericht op het behalen van de nitraatnorm, maar op het bereiken van een economische optimum. Kosten van kunstmestgebruik worden hierbij afgewogen tegen de economische waarde van het geproduceerde gras. Echter, de economisch optimale stikstofgift zal in de praktijk lager liggen dan op proefvelden indien de bovengenoemde aanpassing van de droge-stofopbrengst correct is. In dat geval zijn er ook duidelijke verschillen in de economisch optimale werkzame N-gift tussen proefveld en praktijk. Met behulp van de modelberekeningen (zie bij Tabel 11) is voor de praktijksituatie onder niet-geïrrigeerde omstandigheden een economisch optimale werkzame N-gift bepaald van $255 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en voor de situatie van het proefveld (zie Figuur 7) komt de berekening uit op $327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Met QUAD-MOD worden bijna dezelfde hoeveelheden berekend voor normaal vochthoudend zand: $253 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (praktijk) en $337 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (proefveld). Volgens deze resultaten zou er dus in de praktijksituatie per jaar circa 70-85 kg ha^{-1} minder bemest moeten worden dan onder proefveldomstandigheden. Opvallend is het grote verschil van bijna $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ tussen beide modelberekeningen en het landbouwkundig advies voor de praktijk ($= 350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ bij 10% droogtestress, Anoniem, 1998). Dit verschil is in deze studie niet nader geanalyseerd, maar bij de bepaling van het landbouwkundig en milieukundig advies zal gewerkt moeten worden met de opbrengstcurve van de praktijk. Hierbij zouden de verschillen tussen proefveld en praktijk goed onderzocht moeten worden, omdat veel agronomische kennis gebaseerd is op de responscurven van proefvelden. De mate van heterogeniteit van zowel de (kunst)mesttoediening als de zodekwaliteit van een perceel kan een rol spelen bij de verschillen tussen proefveld en praktijk. In een praktijksituatie zal naar verwachting de heterogeniteit groter zijn dan in een proefveld en dit leidt wellicht tot een hogere waarde voor de economisch optimale N-gift dan wel een lagere droge-stofopbrengst van het totale perceel. In dat geval geven QUAD-MOD en het model van deze studie misschien een te rooskleurig beeld van de situatie in de praktijk omdat de berekeningen uitgaan van een homogeen perceel.

Bovenstaande discussie heeft betrekking op de droge-stofopbrengst. Voor de stikstofopbrengst is de situatie anders, omdat de verschillen in stikstofopbrengst tussen praktijk en proefveld relatief kleiner zijn dan bij de droge-stofopbrengst (zie Figuur 7). Dit wordt veroorzaakt doordat een vermindering van de droge-stofproductie bij dezelfde (kunst)mestgift bij de berekeningen vanzelf leidt tot hogere N-gehalten in het geoogste gras bij niet te hoge N-giften (voorbeeld: van 3,1 naar 3,3% bij een N-gift van $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$; zie Tabellen 8 en 9). Er is immers relatief meer stikstof beschikbaar bij een lagere biomassa-productie. Hierdoor daalt de stikstofopbrengst minder snel dan de droge-stofopbrengst. Ook met QUAD-MOD wordt een hoger N-gehalte berekend voor de praktijksituatie (+0,3% bij een N-gift van $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) en ook nu geldt weer dat deze eventuele verschillen tussen proefveld en praktijk nader onderzocht dienen te worden voor het bepalen van de gewenste stikstofgift.

5.3.4 Uitspoeling als functie van werkzame stikstofgift

Het verschil in uitspoeling tussen de seizoenen is volgens de berekeningen groot (zie pagina 27). De conclusie zou getrokken kunnen worden dat in deze situatie er nauwelijks uitspoeling tijdens het groei-seizoen optreedt. Hierbij moet wel de kanttekening gemaakt worden, dat de uitspoeling in deze studie gedefinieerd is als netto verlies op 100 cm diepte, terwijl de graswortels in het model tot maximaal 30 cm reiken. Het kan zijn dat tijdens de zomer stikstof wegzakt uit de laag 0-30 cm en daardoor (tijdelijk) niet meer opgenomen kan worden. Indien die stikstof vervolgens niet meer terugkomt in de laag 0-30 cm door capillaire opstijging of diffusie, zal het waarschijnlijk definitief verloren gaan vanuit agronomisch oogpunt. Met het model kan deze 'zomeruitspoeling' uit de bewortelbare laag wel gekwantificeerd worden, maar dit is in het kader van deze studie niet gedaan.

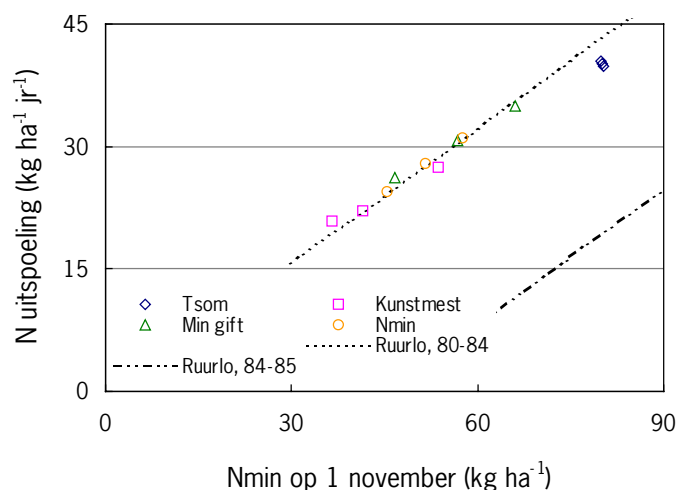
De relatie tussen stikstofuitspoeling en werkzame stikstof (Figuur 15) vertoont het karakteristieke beeld van een alsnog sneller toenemende uitspoeling bij hogere stikstofniveaus (Van der Meer & Meeuwissen, 1989; Vertès *et al.*, 1997). De overeenkomst van de modelresultaten met resultaten van een veldproef op een zandgrond uit de periode 1980-1984 is daarbij opmerkelijk. Figuur 20 is gebaseerd op Figuur 15a waaraan een lijn is toegevoegd, die is berekend met een regressievergelijking die door Van der Meer (2000) gegeven was. Die vergelijking is gebaseerd op metingen van de stikstofconcentratie op een diepte van 100 cm in een proefveld nabij Ruurlo gedurende vijf jaren, waarbij uiteenlopende kunstmest- en drijfmesthoeveelheden werden toegediend op gemaaid grasland. Volgens informatie vermeld in Goossens & Meeuwissen (1990) betrof het een zandgrond met een Gt van V à VI en een grondwateraanvulling van 265 mm jr⁻¹. In een recente exercitie voor STONE werd de proef van Ruurlo ook gebruikt voor validatie/calibratie-doeleinden en daarbij kwam de Gt uit op Vao (combinatie van modelresultaten voor de winter en gemeten waarden in de zomer) en bedroeg de aanvulling van het grondwater gemiddeld 209 mm jr⁻¹. Deze informatie wijst erop dat de situatie van Ruurlo veel lijkt op die van de berekeningen die in deze studie uitgevoerd zijn, waarbij er echter nog wel een verschil is in de periode waarover gemeten c.q. gerekend is (1980-1984, respectievelijk 1971-1985).



Figuur 20. Relatie tussen de werkzame N-gift en de jaarlijkse stikstofuitspoeling in de niet-geïrrigeerde situatie, aangevuld met resultaten uit Ruurlo (zie tekst voor uitleg).

5.3.5 Uitspoeling als functie van Nmin (najaar)

De Nmin-resultaten van Ruurlo (laag 0-100 cm in het najaar) passen wederom redelijk goed bij de modelresultaten van dit rapport (Figuur 21). De lijn 'Ruurlo, 80-84' in Figuur 21 is gebaseerd op het gemiddelde van vier regressielijnen, die voor ieder jaar afzonderlijk met behulp van de waarnemingen van de Ruurlo proef zijn gevonden (Goossens & Meeuwissen, 1990). De uitspoelingsmetingen van deze vier jaren lagen relatief dicht bij elkaar in tegenstelling tot het jaar 1984-'85. Dit jaar vertoont een duidelijk afwijkend beeld en is daarom in de figuur apart weergegeven.



Figuur 21. Relatie tussen de Nmin hoeveelheid (0-100 cm) op 1 november en de jaarlijkse stikstofuitspoeling in de niet-geïrrigeerde, aangevuld met resultaten uit Ruurlo (zie tekst voor uitleg).

De berekende toelaatbare waarde voor de hoeveelheid anorganische N in de bodemlaag 0-100 cm is in dit rapport 43 kg N ha⁻¹ voor de niet geïrrigeerde situatie (Tabel 11). Met de resultaten van Ruurlo wordt bij een stikstofuitspoelingsgrens van 23,7 kg ha⁻¹ jr⁻¹ voor de jaren 1980-1984 een gemiddelde waarde berekend van 44 kg N ha⁻¹ en voor de jaren 1980-1985 een waarde van 53 kg N ha⁻¹ (in 1984-'85 is die waarde 88 kg N ha⁻¹).

De goede correlatie van de nitraatuitspoeling met Nmin in deze studie (Figuren 13a,b en 21) wekt de suggestie dat de laag 0-100 cm in de bodem te beschouwen is als een bak waarbij het verschil tussen de aanwezige hoeveelheid nitraat op 1 november en op 1 april de hoogte van de uitspoeling van nitraat tijdens het uitspoelingsseizoen bepaalt. Echter, nadere beschouwing van de modelresultaten gaven aan dat:

- het verschil in Nmin tussen 1-11 en 1-04 veel kleiner is dan de uitspoeling tijdens die periode en
- de correlatie tussen dat verschil en de uitspoeling zeer laag is ($R^2 = 0,002$).

Gemiddeld spoelt er circa 25-30 kg N ha⁻¹ meer uit dan het verschil in Nmin tijdens de periode van 1-11 en 1-04. Dit is voor een deel te verklaren door de atmosferische depositie tijdens deze periode (circa 15 kg N ha⁻¹) en het andere deel (circa 10-15 kg N ha⁻¹) heeft wellicht te maken met de mineralisatie die in deze periode groter lijkt te zijn dan de opname door het gras. De gevonden tegenstelling tussen de goede correlatie van de nitraatuitspoeling met Nmin en de slechte correlatie met het verschil in Nmin is opmerkelijk, maar nog niet nader onderzocht.

In Tabel 11 valt op dat er voor beide irrigatie-situaties wel duidelijke verschillen bestaan tussen het toelaatbare N-overschot en de werkzame N-gift, maar dat de schattingen voor Nmin op 1 november vrijwel gelijk aan elkaar zijn. Het verschil in toelaatbaar N-overschot (22 kg ha⁻¹) wordt grotendeels veroorzaakt doordat er in de geïrrigeerde situatie meer denitrificatie optreedt. Dit leidt ertoe dat er een hoger overschot mogelijk is bij 11,3 mg N-NO₃ l⁻¹. Bij de toelaatbare Nmin-hoeveelheid op 1 november speelt dit effect veel minder, omdat bij het verlies van stikstof in de wintermaanden het aandeel denitrificatie relatief gering is. Met behulp van resultaten van een beregeningsproef op 'Aver Heino' in 1982-1984 werd geconcludeerd dat beregening geen effect heeft op de relatie tussen Nmin in het najaar en N-uitspoeling (Goossens & Meeuwissen, 1990). Dit is in overeenstemming met de resultaten van toelaatbare Nmin uit dit rapport. Dit zou erop kunnen wijzen dat er bij Nmin als indicator voor de nitraatuitspoeling wellicht minder variatie optreedt dan bij het N-overschot. Toch kan de variatie bij proefveldresultaten nog ongewenst groot zijn, met name dicht bij het punt dat correleert met de nitraatuitspoelingsnorm. Figuur 14 laat dit zien aan de hand van de berekeningen uit deze studie.

De onzekerheid van de relatie tussen N_{min} en de stikstofuitspoeling wordt waarschijnlijk nog groter indien niet alle jaren of alle behandelingen beschikbaar zijn, zoals vaak het geval is bij experimenteel onderzoek.

5.3.6 Wat is toelaatbaar?

De waarden uit Tabel 11 zijn bepaald met de regressievergelijkingen die gebaseerd zijn op de gemiddelde jaarresultaten van alle bemestingsstrategieën en uitgerekenende opties daarvan. Dat houdt in dat voor de bepaling van bijvoorbeeld de toelaatbare werkzame stikstof uit Tabel 11 naast de effectieve ook de minder effectieve bemestingsstrategieën gebruikt zijn. Daarnaast wordt de toelaatbare werkzame stikstof in deze analyse mede bepaald door resultaten waarvan de berekende uitspoeling veel te hoog was in vergelijking met de nitraatnorm (met name in de niet-geïrrigeerde situatie). Indien per bemestingsstrategie gekeken wordt en alleen die resultaten gebruikt worden die dicht in de buurt van de toegestane uitspoeling liggen, zullen de waarden van toelaatbaar verlies, overschot en N-gift en de daarbij behorende opbrengsten enigszins afwijken van die van Tabel 11. Een voorbeeld voor de N_{min} -strategie is hieronder uitgewerkt. De toelaatbare werkzame stikstofgift zou voor N_{min} 257 respectievelijk 319 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ bedragen voor de niet-geïrrigeerde en geïrrigeerde situatie, een toename van 15 en 21 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ ten opzichte van de gemiddelde waarden uit Tabel 11. Voor beide berekeningssituaties zou de toename in werkzame stikstofgift leiden tot een toename in de oogst van 0,3 ton ds ha⁻¹ jr⁻¹ en 9 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ ten opzichte van de gemiddelde oogsten op basis van waarden uit Tabel 11.

In de modelberekeningen blijkt het totaal N-verlies 15 kg ha⁻¹ jr⁻¹ groter te zijn dan het totaal N-overschot (zie Tabel 11). Dit verschil tussen beide geeft aan dat de totale hoeveelheid N in het modelsysteem niet in evenwicht is (output > input), maar afneemt met 15 kg ha⁻¹ jr⁻¹. Aangezien de verandering in anorganische N in de bodem gering is bij het toelaatbare bemestingsniveau uit Tabel 11 (zie laatste kolom van Bijlage II), wordt het verschil tussen N-verlies en N-overschot vooral veroorzaakt door een verlaging van N in de bodemorganische stof en/of van N in de plant na een simulatierun van één jaar. Indien de verlaging van de hoeveelheid organische N in de bodemorganische stof verantwoordelijk is voor het verschil, kan hieruit geconcludeerd worden dat in de modelberekeningen de netto aanvoer van organische stof naar de bodem (drijfmest en plantenresten) onvoldoende is om het organische-stikstofniveau in de bodem op peil te houden. Dit heeft uiteindelijk tot gevolg dat indien het model gebruikt wordt in combinatie met een simulatieperiode van meerdere jaren, de opbrengst en de verliezen van jaar tot jaar zullen afnemen totdat er een evenwicht is bereikt, waarbij N-verlies gelijk is aan N-overschot. Een modelrun waarbij niet ieder jaar afzonderlijk, maar alle 15 jaren aaneengesloten worden doorgerekend, kan laten zien in welke mate opbrengst en verlies afnemen en welk niveau beide bereiken na 15 jaren. De verschillen ten opzichte van de huidige resultaten uit dit rapport zijn waarschijnlijk niet groot, omdat verwacht wordt dat de verlaging in het eerste jaar (15 kg ha⁻¹ jr⁻¹) het grootst is en dit slechts 0,3% bedraagt van de totale hoeveelheid organische N in de bodem.

De resultaten van deze studie zijn gebaseerd op berekeningen op perceelsniveau van een locatie die als niet-uitspoelingsgevoelig wordt aangewezen (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij heeft zandgronden met een Gt van VI en hoger aangewezen als uitspoelingsgevoelig). De geldende MINAS-verliesnorm voor het bedrijfsoverschot in 2003 is dan 180 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. De MINAS-verliesnorm zou uiteindelijk moeten leiden tot de gewenste nitraatconcentratie van 50 mg nitraat l⁻¹, maar het is onduidelijk of dit gebeurt omdat de relatie tussen verliesnorm en nitraatconcentratie niet goed bekend is. De resultaten uit deze studie kunnen gebruikt worden om deze relatie te onderzoeken. Daarvoor dient eerst de bodembelasting bepaald te worden als functie van de MINAS-verliesnorm en het bedrijfsoverschot. Het bedrijf dat past bij de perceelsberekeningen uit deze studie kan gekarakteriseerd worden door 100% grasland, 0% beweiding en circa 1,8 GVE ha⁻¹ (1,8 GVE ha⁻¹ levert een voor uitrijden beschikbare hoeveelheid drijfmest op van 245 kg N ha⁻¹ jr⁻¹). Bij 1,8 GVE ha⁻¹ is de netto correctie voor dierverliezen die in MINAS verrekend mag worden, vrijwel nihil, waardoor de verliesnorm direct van toepassing is op het bedrijfsoverschot (aanvoer - afvoer). De bodembelasting kan bepaald worden door het bedrijfsoverschot te vermeerderen met de atmosferische stikstofdepositie (= 35 kg N ha⁻¹ jr⁻¹;

zie Tabel 11) en te verminderen met het stikstofverlies door ammoniakvervluchtiging uit stal en opslag. Voor dit bedrijf wordt het ammoniakverlies geschat op $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (11% van de excretie), waardoor de werkelijke bodembelasting op basis van de verliesnorm uitkomt op $185 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. In de resultaten van deze studie zou een bodembelasting van $185 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ niet tot het gewenste nitraatgehalte in het percolatiewater leiden. Zelfs in het gunstigste geval gaapt er een gat van bijna $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ ten opzichte van het berekende toelaatbare N-verlies in de geïrrigeerde situatie (zie Tabel 11). De MINAS-verliesnorm zou volgens de berekeningen voor deze locatie ten minste moeten dalen tot 56% van de huidige waarde naar circa $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Ook een indeling van de locatie waarvoor gerekend is, in een uitspoelingsgevoelige zandgrond biedt niet voldoende soelaas. Dan daalt de volgens MINAS toelaatbare bodembelasting met $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, maar blijft er nog steeds een verschil over van $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in vergelijking met de resultaten uit deze studie. Ook in de praktijk (proefbedrijf 'De Marke', project 'Koeien & Kansen') is aangetoond dat de MINAS-verliesnormen van 2003 voor zandgrond niet laag genoeg zijn om een gemiddelde nitraatconcentratie van 50 mg l^{-1} in het grondwater te waarborgen. De resultaten van deze studie wijzen daar ook op, temeer omdat verwacht wordt dat de stikstofuitspoeling bij beweiding hoger is dan bij uitsluitend maaien (deze studie) bij hetzelfde bemestingsniveau.

5.3.7 De hoogte van het denitrificatieverlies

Het aandeel denitrificatie in het totale N-verlies dat berekend is voor de zandgrond uit deze studie bedraagt gemiddeld 75% (Figuur 12a,b) en is erg hoog vergeleken met resultaten uit andere landen (bijvoorbeeld 30% denitrificatie in Scholefield *et al.* (1991), gebruikt in Velthof & Oenema, 1997). Resultaten van drie jaren onderzoek in het project 'Koeien & Kansen' laten zien dat er bij bedrijven op zandgrond met een lager bodemoverschot van bijvoorbeeld 100 kg N ha^{-1} gemiddeld circa $44 \text{ mg nitraat l}^{-1}$ minder gevonden wordt in het bovenste grondwater (pers. mededeling J. Oenema, Plant Research International). Dit stemt goed overeen met de resultaten van de geïrrigeerde situatie uit deze studie, waarbij per 100 kg N ha^{-1} lager bodemoverschot een daling van circa $45 \text{ mg nitraat l}^{-1}$ wordt berekend. Indien gerekend wordt met een hoeveelheid grondwateraanvulling van 300 à 400 mm jr^{-1} op de bedrijven van het project 'Koeien & Kansen', zou de vermindering in stikstofuitspoeling 30 à 40% verklaren van de totale vermindering in bodemoverschot ($= 100 \text{ kg N ha}^{-1}$). Hieruit kan worden afgeleid dat de vermindering van 100 kg N ha^{-1} wellicht voor 60 - 70% toe te schrijven is aan denitrificatie, indien NH_3 -vervluchtiging en voorraadsveranderingen in de bodem niet significant veranderen door een lager bodemoverschot. In de studie van dit rapport loopt het aandeel denitrificatie ten opzichte van het totale N-verlies uiteen van 72% tot 77% , op basis van de waarden uit Tabel 11. Uit beide resultaten blijkt dat het aandeel denitrificatie in het totale stikstofverlies c.q. -overschot erg hoog is voor grasland op de Nederlandse zandgronden en dat voorzichtigheid geboden is bij het gebruik van verliespercentages afkomstig van proeven uit andere landen voor de Nederlandse situatie.

Volgens de berekeningen vindt gemiddeld slechts 10% van de totale denitrificatie gedurende een jaar plaats in de periode november t/m april. Dit wordt veroorzaakt door met name de geringe beschikbaarheid van nitraat en lage afbreekbaarheid van organische stof tijdens deze periode. Blijkbaar is de vochttoestand in de bodem, die tijdens de winterperiode veel hoger is dan tijdens het groeiseizoen, in de berekeningen niet zo bepalend geweest voor de verdeling van de denitrificatie over de seizoenen. In de praktijksituatie worden dergelijk scheve verdelingen van de denitrificatie over het jaar ook gevonden. Bijvoorbeeld op proefbedrijf 'De Marke' is een aandeel van circa 10% gemeten tijdens de periode 1 november - 1 april ten opzichte van de denitrificatie in een heel jaar (Corré, 1996) en volgens de N_2O -metingen, die gedurende twee jaren op de locatie van 'Aver Heino' werden uitgevoerd, was het gemiddelde percentage $4,5\%$ voor de periode 1 december - 1 maart. Deze periode is twee maanden korter, maar zelfs bij verdubbeling van deze waarde ($= 9\%$) lijkt er nog steeds een goede overeenstemming tussen de N_2O -metingen en de modeluitkomsten ten aanzien van de verdeling van de denitrificatie over het jaar.

6. Conclusies en aanbevelingen

In deze studie is gebruik gemaakt van een simulatiemodel waarmee berekeningen zijn uitgevoerd met betrekking tot grasopbrengst en stikstofverliezen. Het model is natuurlijk een vereenvoudigde weergave van de werkelijkheid, waardoor werkelijkheid en model afwijken. Toch geven de vaak goede overeenkomsten van de resultaten uit deze studie met gemeten waarden en relaties uit experimenteel onderzoek vertrouwen in het model (zie NLV-relatie van Hassink (1996), Ruurlo-gegevens, resultaten van 'Aver Heino', QUAD-MOD-berekeningen). Ook de overeenkomsten met resultaten uit het project 'Koeien & Kansen' dragen hieraan bij. Het model lijkt hierdoor geschikt om inzicht te verkrijgen in het verloop van de processen die ten grondslag liggen aan de gemeten resultaten van proefvelden en praktijk. Dit zijn vaak processen die zelf niet continu gemeten (kunnen) worden, maar waarvan het resultaat wel bepalend is voor de nitraatuitspoeling. Door meer inzicht in de achterliggende processen en oorzaken, kunnen voorspellingen met behulp van eenvoudige empirische relaties verbeterd worden. Daarmee kan ook het milieukundig stikstofadvies beter onderbouwd worden en kunnen de gevolgen voor de grasproductie beter ingeschat worden.

Hieronder staat een aantal specifieke conclusies uit deze studie, waarbij opgemerkt dient te worden dat de resultaten van de berekeningen mede bepaald zijn door de keuzes die ten aanzien van de invoer zijn gemaakt, met name de keuzes voor grondsoort, Gt-trap, NLV-klasse en graslandbeheer. De conclusies op basis van deze studie (zie hieronder) hebben daardoor dus een beperkt geldigheidsgebied.

- De toegestane werkzame stikstofbemesting voor de zandgrond die in deze studie gebruikt is, bedraagt circa 240 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ indien niet geïrrigeerd wordt en circa 300 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ voor de geïrrigeerde situatie. De totale stikstofgift (werkzaam + niet-werkzaam) was voor de twee situaties circa 350, respectievelijk 410 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, omdat er in deze studie naast kunstmest ook een vaste drijfmestgift van 50 m³ ha⁻¹ is toegediend. Op deze wijze voldoet de nitraatconcentratie in het percolatiewater op 1 m-mv gemiddeld over 15 jaar aan de drinkwaternorm van 50 mg l⁻¹.
- Bij de gerealiseerde nitraatnorm van 50 mg l⁻¹ is de opbrengstderving 3 tot 5% voor droge stof en 7 tot 11% voor stikstof ten opzichte van de waarden bij economisch optimale bemesting. De lagere waarden gelden voor de geïrrigeerde situatie, de hogere waarden voor de niet-geïrrigeerde situatie.
- Verlaging van de stikstofuitspoeling tot de nitraatnorm van 50 mg nitraat l⁻¹ door vermindering van bemesting leidt voor grasland op zandgrond ook tot de internationaal afgesproken verlaging van de N₂O-emissie (-6%). Apart beleid voor terugdringing van N₂O-emissie uit dergelijk grasland is dus niet nodig.
- De bemestingsstrategieën verschillen duidelijk in effectiviteit met betrekking tot het realiseren van een milieukundig verantwoorde grasproductie. In het voorjaar later bemesten leverde volgens de modelberekeningen niet het gewenste resultaat op (gelijke uitspoeling in vergelijking met economische bemestingsadvies). Aan het einde van het groeiseizoen eerder stoppen met bemesten werkte wel (minder uitspoeling), maar kostte relatief veel droge-stof- en stikstofopbrengst. Het gehele jaar minder bemesten met kunstmest scoorde beter in de verhouding uitspoelingsdaling versus opbrengstderving en was derhalve effectiever dan in het najaar eerder stoppen met kunstmest geven. De beste strategie in het onderzoek is rekening houden met de hoeveelheid N_{min} in de bodem (0-30 cm) bij de kunstmestgift. Bij deze strategie kan met de minste opbrengstderving de hoogste daling van de nitraatuitspoeling bereikt worden.
- Berekening van grasland tijdens droogtegevoelige perioden in het groeiseizoen is een uitstekende methode om zowel de nitraatuitspoeling als de N₂O-emissie terug te dringen. Hogere opbrengsten (droge stof, stikstof) zijn met berekening mogelijk, maar er wordt dan wel meer water per ha verbruikt bij de productie van gras.
- Denitrificatie in de zandgrond-Gt-trap combinatie van deze studie, is verantwoordelijk voor 72-77% van het totale stikstofverlies (uitspoeling + denitrificatie) in de situatie waarbij aan de nitraatnorm in het percolatiewater voldaan wordt.

- De MINAS-verliesnormen van 2003 voor grasland op zandgronden (180 en $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) zijn te hoog om een gemiddelde nitraatconcentratie van 50 mg l^{-1} te waarborgen in het percolatiewater, waarmee het grondwater wordt aangevuld.

Aanbevelingen voor verder onderzoek:

- Deze studie zou ook uitgevoerd kunnen worden voor de periode 1985-2000. Hiermee wordt met name getest in welke mate de conclusies van dit rapport beïnvloed zijn door de weersgegevens uit de periode 1970-1985. Er kan dan ook een beter gefundeerde uitspraak gedaan worden over het effect van het weer van afzonderlijke jaren op de hoogte van de stikstofuitspoeling bij een bepaald bemestingsniveau. Een verandering in gemeten nitraatconcentratie in het grondwater tussen twee jaren kan dan worden opgesplitst in een deel veroorzaakt door de strengere verliesnormen en lagere bemesting als gevolg van het mestbeleid en een deel dat toegeschreven kan worden aan de weersverschillen tussen de twee jaren. Hierdoor kan de invloed van het mestbeleid op de nitraatuitspoeling beter worden beoordeeld.
- In een nieuwe studie zou in plaats van ieder jaar afzonderlijk, één 'lange' berekening gemaakt kunnen worden van 15 of zelfs 30 jaren (1970 t/m 2000). Het effect van 'het niet in evenwicht zijn' (zie verschil N-verlies en N-overschot uit Tabel 11) kan dan gekwantificeerd worden met betrekking tot opbrengst en verlies. Indien deze nieuwe berekening de evenwichtstoestand benadert ($\text{N-verlies} = \text{N-overschot}$), wordt met het verschil tussen de resultaten van de huidige en deze nieuwe berekening aangegeven in welke mate 'het niet in evenwicht zijn' effect heeft op de toelaatbare bemestingsniveaus en stikstofoverschotten. Het experimentele onderzoek waarbij de nitraatuitspoeling bij krapper bemesten onderzocht wordt en waarin het evenwicht in veel gevallen nog niet bereikt is, kan dan beter geëvalueerd worden met betrekking tot de niveaus van bemesting en overschot, die op korte en op lange termijn leiden tot de toegestane nitraatuitspoeling.
- Andere situaties dan die van de beekerdgrond van 'Aver Heino' kunnen worden doorgerekend. Bijvoorbeeld een andere NLV-klasse (100 en $180 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) en een andere Gt-trap (III, VII, etc) zijn interessante opties om met het model te onderzoeken. Daarbij kan wederom gezocht worden naar de relatie tussen N-overschot of N-gift en uitspoeling, afzonderlijk voor iedere situatie, zoals in deze studie gedaan is. Echter, het biedt ook de mogelijkheid om de resultaten van de verschillende situaties te combineren en eenvoudige relaties af te leiden die voor een groter aantal verschillende situaties toepasbaar zijn. Een voorbeeld hiervan is om de gemiddelde jaaruitspoeling te berekenen met behulp van NLV-klasse, Gt-trap en bemestingsniveau, waarbij wel/niet irrigeren eventueel ook een rol speelt. Hiermee kan dan een milieukundig advies voor stikstofbemesting op zandgrond voor grasland onderbouwd worden.
- De relatie tussen bemesting en uitspoeling kan ook berekend worden voor percelen die deels beweid worden. Het huidige model is in staat om urineplekken die tijdens een beweidingsperiode ontstaan, volledig apart door te rekenen, zodat na verrekening met het oppervlakteaandeel de totale uitspoeling van het perceel gegeven kan worden. Effecten van beweidingintensiteit, afwisseling in weiden en maaien en periode van het jaar waarin beweid wordt, kunnen worden berekend in relatie tot bemesting en uitspoeling van stikstof. Uiteindelijk kan de berekening van het milieukundig bemestingsadvies (zie vorige aanbeveling, hierboven) uitgebreid worden met een relatie afhankelijk van bijvoorbeeld de verhouding weidemest en drijfmesttoediening op een perceel en de timing van de beweiding gedurende het jaar. Hiermee kunnen dan ook voor beweid grasland (de normale situatie in de praktijk) regels opgesteld worden om de nitraatuitspoeling te beperken, zodat de nitraatnorm in het grondwater onder grasland zeker gesteld wordt.
- Zoals in de discussie al genoemd werd, zou een beter inzicht in de verschillen tussen proefveld en praktijk gewenst zijn, omdat veel van onze kennis ontleend is aan proefveldonderzoek (meestal onder maai-beheer) en de aldaar gevonden relaties wellicht niet direct gebruikt kunnen worden voor de praktijksituatie.

Referenties

- Anoniem, 1991.
Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). Official Journal of the European Communities L375, pp. 1-8.
- Anoniem, 1997.
Handboek Melkveehouderij. Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden (PR), Lelystad.
- Anoniem, 1998.
Adviesbasis bemesting grasland en voedergewassen. Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen, Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden (PR), Lelystad.
- Berge, H.F.M. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruijter, M.J.W Jansen & H.G. van der Meer, 2000.
Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUADMED parameterisation and extensions for STONE-application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.
- Bloemhof, H.S. & F. Berendse, 1995.
Simulation of the decomposition and nitrogen mineralisation of aboveground plant material in two unfertilized grassland ecosystems. *Plant and Soil* 177: 157-173.
- Bussink, W., 2001.
Bedrijfsspecifiek temperatuursom-advies goed voor grasopbrengst en stikstofbenutting. Nutriënten Management Instituut, Wageningen.
- Conijn, J.G., 2000.
Nitraat in het grondwater in relatie tot weer en beheer. In: H. van Keulen (Ed.), Duurzame melkveehouderij en stikstofmanagement. Themadag 2000: Stikstofbeheer en grondwaterkwaliteit op proefbedrijf De Marke. Rapport nr. 27, Plant Research International, Wageningen UR, pp. 35-60.
- Conijn, J.G., 2002.
Improvements of nitrification, denitrification and N₂O emission module NITDEN. Report 51, Plant Research International, Wageningen UR, 22 pp.
- Conijn, J.G. 2003.
CNGRAS. Description of a dynamic simulation model for grass growth and nutrient cycling at field-scale. Report xx, Plant Research International, Wageningen, xx pp. (in prep.)
- Groenenberg, J.E., C. van der Salm, E. Westein & P. Groenendijk, 1995.
Gevoeligheidsanalyse en beperkte onzekerheidsanalyse van het model ANIMO. Rapport 446, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Goossens, F.R. & P.C. Meeuwissen, 1990.
Advies van de Commissie Stikstof. DLO, Wageningen, 93 pp.
- Hack-ten Broeke, M.J.D., 2000.
Nitrate leaching from dairy farming on sandy soils. Case studies for experimental farm De Marke. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 146 p.
- Hassink, J., 1996.
Voorspellen van het stikstofleverend vermogen van graslandgronden. In: Loonen & Bach-De Wit (eds), Stikstof in beeld. Naar een nieuw bemestingsadvies op grasland. Financieringsoverleg Mest- en Ammoniakonderzoek (FOMA).
- Heinen, M., 1999.
Extension to the van Genuchten-Mualem description of the hydraulic properties in FUSSIM2. DLO Research Institute for Agrobiological and Soil Fertility, Internal Note, 7 p.
- Heinen, M & P. de Willigen, 1998.
FUSSIM2. A two-dimensional simulation model for water flow, solute transport, and root uptake of water and nutrients in partly unsaturated porous media. Quantitative Approaches in Systems Analysis no. 20, DLO Research Institute for Agrobiological and Soil Fertility and the C.T. de Wit Graduate School for Production Ecology, Wageningen.

- Heinen, M. & P. de Willigen (eds.), 2001.
FUSSIM2 version 5. New features and updated user's guide. Alterra report 363, Alterra, Wageningen, 164 p.
- Hofstede, R.G.M., 1995a.
Ontwikkeling en toetsing van het Systeem van Aangepaste stikstofbemesting per Snede (SANS), 1993, A- en B-proeven op zand, klei, ondiep en diep ontwaterd veen. Intern rapport nr. 277, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.
- Hofstede, R.G.M., 1995b.
Ontwikkeling en toetsing van het Systeem van Aangepaste stikstofbemesting per Snede (SANS), 1994, A- en B-proeven op zand, klei, ondiep en diep ontwaterd veen. Intern rapport nr. 278, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.
- Hofstede, R.G.M., G. Holshof, C. van der Wel & A.P. Wouters, 1995.
Ontwikkeling en toetsing van het Systeem van Aangepaste stikstofbemesting per Snede (SANS), 1992, A- en B-proeven op zand, klei, ondiep en diep ontwaterd veen. Intern rapport nr. 276, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.
- Jong, C.J. de, 2003.
De waterkwaliteit op de Koeien en Kansen bedrijven. Ontwikkeling en vergelijking met Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM). Voorlopige resultaten gepresenteerd op een workshop 'Stikstofhuishouding & milieukwaliteit' van het project 'Koeien & Kansen', 22-04-2003, Plant Research International, Wageningen.
- Kolenbrander G.J., 1981.
Leaching of nitrogen in agriculture. In: J.C. Brogan (ed), Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures. Martinus Nijhoff/Dr Junk, The Hague, The Netherlands, pp. 199-216.
- Kraalingen, D.W.G. van & W. Stol, 1997.
Evapotranspiration modules for crop growth simulation. Implementation of the algorithms from Penman, Makkink and Priestley-Taylor. Quantitative Approaches in Systems Analysis no. 11, DLO Research Institute for Agrobiolgy and Soil Fertility and the C.T. de Wit Graduate School for Production Ecology, Wageningen.
- Meer, H.G. van der & P.C. Meeuwissen, 1989.
Emissie van stikstof uit landbouwgronden in relatie tot bemesting en bedrijfsvoering. Landschap 1989-1: 19-32.
- Meer, H.G. van der, 2000.
Grassland and the environment. In: S.C. Jarvis (ed), Progress in grassland science. Proceedings of an IGER Research Colloquium, IGER, Devon, United Kingdom, pp. 53-67.
- Richards, L.A., 1931.
Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics 1: 318-333.
- Scholefield, D., K.C. Tyson, E.A. Garwood, A.C. Armstrong, J. Hawkins & A.C. Stone, 1993.
Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertiliser input, field drainage, age of sward and patterns of weather. Journal of Soil Science 44: 601-613.
- Velthof, G.L., 1997.
Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 195 p.
- Velthof, G.L. & O. Oenema, 1997. (??)
Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. Netherlands Journal of Agricultural Science, ... pp.
- Vertès, F., J.C. Simon, L. Le Corre & M.L. Decau, 1997.
Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. Fourrages 151: 263-280.

Bijlage I.

Profielbeschrijving van de bodem met betrekking tot de bodemfysische parameters voor de waterretentie curve en de hydraulische geleidbaarheidscurve, zoals gebruikt in de berekeningen

Naam	Diepte (cm)	TKS	TND	TL	TALP	TALPD	TALPW	TWCS	TWCR	TNW	TKK	TWCK
'H1A0'	0-25	12,0	1,29581	0,5	0,02628	0,02628	0,05256	0,40	0,00408	1,29581	12,0	0,40
'H1A'	25-60	12,0	1,29581	0,5	0,02628	0,02628	0,05256	0,37	0,00408	1,29581	12,0	0,37
'H1B'	60-75	29,9	1,424	-0,363	0,01834	0,01834	0,03668	0,382	0,01	1,424	29,9	0,382
'H1C'	75-350	16,1	1,46335	-4,2	0,0211	0,0211	0,0422	0,34205	0,0	1,46335	16,1	0,34205

Betekenis van de afkortingen in bovenstaande tabel (in Engels).

TKS	hydraulic conductivity of saturated soil	(cm d ⁻¹)
TND	curve shape parameter for drying curve	(-)
TL	curve shape parameter	(-)
TALP	curve shape parameter	(cm ⁻¹)
TALPD	curve shape parameter for drying curve	(cm ⁻¹)
TALPW	curve shape parameter for wetting curve ¹	(cm ⁻¹)
TWCS	saturated soil water content	(m ³ m ⁻³)
TWCR	residual soil water content	(m ³ m ⁻³)
TNW	curve shape parameter for wetting curve	(-)
TKK	= TKS ²	
TWCK	= TWCS ²	

¹ De waarde voor 'TALPW' is geschat door 2* 'TALPD'.

² Voor de betekenis van 'TKK' en 'TWCK', zie Heinen (1999).

Bijlage II.

Modelresultaten uitgedrukt als gemiddelde van 15 verschillende jaren (periode 1971-1985)

Resultaten	N gift ¹⁾ kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	DS-opbrengst kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	1	2	3	4	6	5	7	8	9
Eenheid	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	mm jr ⁻¹	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	mm jr ⁻¹	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	mg l ⁻¹	kg ha ⁻¹ jr ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
Beschrijving in 3.3	-										
Scenario optie											
<i>Niet-geïrrigeerd</i>											
Tsom275 (advies)	355	10901	205	353	205	40,4	91,7	19,7	6,5	79,8	34,6
Tsom315	355	10909	205	354	205	40,1	90,5	19,5	6,4	80,0	34,6
Tsom355	355	10937	205	355	205	39,8	89,2	19,5	6,3	80,3	34,6
Kunstmest140	280	10745	205	330	205	27,5	68,8	13,4	4,4	53,6	16,1
Kunstmest70	207	10189	210	290	210	22,1	52,0	10,5	3,0	41,5	2,5
Kunstmest 0	137	9167	221	244	221	20,8	40,9	9,4	2,2	36,5	-7,8
Min 1 gift	318	10736	207	343	207	35,0	86,0	16,9	6,0	66,0	20,2
Min 2 giften	284	10413	210	328	210	30,7	79,5	14,6	5,4	56,9	11,3
Min 3 giften	234	10110	214	304	214	26,2	66,7	12,2	4,5	46,7	1,6
Nmin30	327	10982	203	352	203	31,0	85,6	15,2	5,6	57,7	16,5
Nmin15	313	10961	203	350	203	27,9	81,1	13,7	5,2	51,5	4,3
Nmin0	272	10754	205	332	205	24,5	69,0	11,9	4,3	45,4	0,4
<i>Geïrrigeerd</i>											
Tsom275 (advies)	355	11996	213	377	213	26,9	99,6	12,6	5,0	48,6	12,4
Tsom315	355	12015	214	378	214	26,3	98,3	12,3	5,0	48,3	12,7
Tsom355	355	12054	213	381	213	25,8	97,1	12,1	4,8	47,9	12,6
Kunstmest140	280	11675	216	341	216	22,3	75,1	10,3	3,6	41,5	2,8
Kunstmest70	207	10790	224	288	224	21,6	59,0	9,6	2,7	39,7	-4,3
Kunstmest 0	137	9321	239	237	239	21,5	48,1	9,0	2,1	38,0	-10,9
Min 1 gift	318	11699	217	360	217	25,4	94,3	11,7	4,8	45,0	0,7
Min 2 giften	284	11228	222	338	222	24,9	87,4	11,2	4,5	43,4	-3,5
Min 3 giften	234	10595	229	304	229	24,8	74,2	10,8	4,0	42,4	-7,1
Nmin30	343	11993	213	372	213	25,7	96,5	12,1	4,8	46,6	8,5
Nmin15	333	11953	213	368	213	24,6	93,2	11,6	4,6	44,8	-0,4
Nmin0	284	11666	215	342	215	22,7	78,2	10,5	3,8	42,0	-2,8

1) N-gift is de hoeveelheid werkzame stikstofgift.