

32/446(440) 2^e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

**Kwantificering van de nitraatuitspoeling bij
landbouwgronden**

**J.G. Kroes
W.J.M. de Groot
J. Pankow
A. van den Toorn**

Rapport 440

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1996



01 AUG. 1996

Lsn 9270061*

REFERAAT

Kroes, J.G., W.J.M. de Groot, J. Pankow, A. van den Toorn, 1996. *Resultaten van onderzoek naar de kwantificering van de nitraatuitspoeling bij landbouwgronden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 440 71 blz.; 29 fig.; 5 tab.; 41 ref.; 1 aanh.

In een veldonderzoek is de nitraatuitspoeling gekwantificeerd bij snijmaïs met vanggewassen en bij gras/klover-percelen op kleigrond. Vanggewassen bij snijmaïsteelt reduceerden de nitraatuitspoeling. Bij gras/klover op kleigrond was de nitraatafvoer via drains het hoogst bij een beweide graslandperceel zonder klover. Het model ANIMO is getoetst voor snijmaïs en grasland met verschillende bemestingsvarianten en onder verschillende meteorologische omstandigheden. Het model is getoetst voor de voorraad minerale stikstof, de nitraatconcentraties op 1 m beneden maaiveld, en de opname van stikstof door de bovengrondse gewasdelen. Het model beschreef deze drie onderdelen goed. Bij gras/klover op kleigrond simuleerde het model de nitraatuitspoeling via drainagewater redelijk.

Trefwoorden: akkerbouw, drainage, mestproblematiek, simulatiemodel, stikstofkringloop, weidebouw

ISSN 0927-4499

©1996 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

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

Project 7217

[RAP440.EVR/06.96]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	13
2 Veldonderzoek bij snijmaïs met vanggewas op zandgrond (Heino)	15
2.1 Proefopzet	15
2.2 Werkwijze metingen	15
2.2.1 Bodemgesteldheid	16
2.2.2 Hydrologie	17
2.2.3 Waterkwaliteit	17
2.3 Resultaten metingen	18
2.3.1 Het weer	18
2.3.2 Bodemgesteldheid	19
2.3.2 Hydrologie	20
2.3.3 Nitraatconcentraties	22
3 Veldonderzoek bij gras-klover op kleigrond (Lelystad)	25
3.1 Proefopzet	25
3.2 Werkwijze metingen	25
3.2.1 Drainafvoer	27
3.2.2 Overige metingen	28
3.3 Resultaten metingen	29
3.3.1 Waterafvoer via drains	29
3.3.2 Stikstofafvoer via drains	30
4 Gehanteerd modelinstrumentarium	33
4.1 Modellen en dataverwerking	33
4.1.1 Het model SWAP	33
4.1.2 Het model ANIMO	34
4.2 Modelaanpassingen	37
4.2.1 Gewasopname en vanggewas	37
4.2.2 N-fixatie door klover als optie in het model ANIMO	38
4.2.3 Preferente uitspoeling via krimpscheuren	42
5 Toetsing van het model ANIMO	45
5.1 Inleiding	45
5.2 Snijmaïs en vanggewassen op zandgrond (Heino)	46
5.2.1 Waterhuishouding	46
5.2.2 Stikstofhuishouding	47
5.2.2.1 Kalibratie	47
5.2.2.2 Validatie	48
5.3 Snijmaïs op een beekerdgrond (Cranendonck)	50
5.3.1 Waterhuishouding	51
5.3.2 Stikstofhuishouding	51
5.3.2.1 Kalibratie	51

5.3.2.2 Validatie	52
5.4 Grasland op zandgrond (Ruurlo)	54
5.4.1 Inleiding	54
5.4.2 Stikstofhuishouding	55
5.4.2.1 Kalibratie	55
5.4.2.2 Validatie	55
5.5 Gras-klaver op kleigrond (Lelystad)	58
5.5.1 Waterhuishouding	58
5.5.2 Stikstofhuishouding	58
6 Conclusies	61
Literatuur	63

Tabellen

1 N-trappen en bijbehorende bemesting gemiddeld over de periode 1988-1994 in Heino	15
2 Neerslag (in mm) in zomer- (1/4-1/10) en winterseizoen (1/10-1/4) gedurende de periode 1988-1994 gemeten op ROC Aver-Heino	18
3 Profielbeschrijvingen van twee profielkuilen in Heino	19
4 Gemiddelde nitraatconcentratie ($\text{mg l}^{-1} \text{ N}$) van het bodemvocht op 1 m - mv. voor zes winterseizoenen (1988/'89 t/m 1993/'94) bij verschillende vanggewassen (braak, rogge en gras) en bij verschillende N-bemestingsniveaus van het hoofdgewas snijmaïs in Heino	23
5 Per locatie de kenmerken van de meerjarige veldproeven gebruikt voor de toetsing van ANIMO 3.5	45

Figuren

1 Plattegrond van het proefveld PAGV 1961 op ROC Aver Heino. In de plattegrond zijn de behandelingen, de locaties van profielkuilen, keramische cups en grondwaterstandsbuizen aangegeven	16
2 Boven- en dwarsaanzicht van de installatie voor bodemvochtbemonstering in Heino	18
3 Waterretentiekarakteristieken van de drie belangrijkste bodemhorizonten Aap, B en C van de profielkuilen 1 (a) en 2 (b) op ROC Aver Heino	20
4 Verloop van de grondwaterstanden vanaf voorjaar 1988 t/m voorjaar 1994 op PAGV-proefveld 1961 (buis 4) en van peilbuis L7 op ROC Aver Heino	20
5 Verloop van de drukhoogten op 15 cm diepte bij braak, rogge en gras, en de drukhoogte bij het evenwichtsprofiel in het najaar van 1990	21
6 Verloop van de drukhoogte op 5 en 15 cm diepte bij braak land en land begroeid met gras of winterrogge gedurende 18 dagen drogend weer in het voorjaar van 1990	22
7 Gemiddelde nitraatconcentratie met standaardafwijking ($\text{mg l}^{-1} \text{ N}$) van het bodemvocht op 1 mv - mv. bij verschillende vanggewassen (braak, rogge en gras) als functie van de N-bemesting van het hoofdgewas snijmaïs in Heino	24
8 Perceelsindeling gras/klaverexperiment op proefboerderij De Waiboerhoeve	26

9 Opstelling debietproportionele drainbemonstering Waiboerhoeve	27
10 Cumulatieve afvoer (m^3) van drainwater vanuit percelen met beweide gras, onbeweid gras/klaver, en beweide gras/klaver; meetperiode september 1993 tot juni 1994	29
11 Cumulatieve neerslag (mm) en drainwaterafvoer (mm) vanuit percelen met beweide gras, onbeweid gras/klaver, en beweide gras/klaver; meetperiode september 1993 tot juni 1994	30
12 Nitraatconcentratie ($\text{mg l}^{-1} \text{ N}$) in het drainwater vanuit percelen met beweide gras, onbeweid gras/klaver, en beweide gras/klaver; meetperiode september 1993 tot juni 1994	31
13 Cumulatieve nitraatafvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$) in het drainwater vanuit percelen met beweide gras, onbeweid gras/klaver, en beweide gras/klaver; meetperiode september 1993 tot juni 1994	31
14 Cumulatieve N-fixatie ($\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$) als functie van de tijd bij verschillende klaverbezettingen	40
15 Reductiefactor (-) voor N-fixatie als functie van de zuurgraad	41
16 Reductiefactor (-) voor N-fixatie als functie van de totale N-bemesting	41
17 Schematisering van transportroutes in krimp-scheuren	42
18 Schematisering van water- en stoftransport in scheuren voor een gesimuleerde tijdstap in het model ANIMO	44
19 Nitraatconcentraties (mg/l N) als functie van de tijd; gemeten en gesimuleerd met het model ANIMO op basis van een hydrologie gesimuleerd met WATBAL (a) en FLOCR (b). Let op schaalverschil!	44
20 Gemeten en gesimuleerde drukhoogte (cm) op 15 cm - mv. bij snijmaïs zonder vanggewas in het jaar 1990 in Heino	47
21 Kalibratie Heino: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) over de periode 1988-1994 in Heino bij snijmaïs met behandeling braak en een N-bemesting van circa 180 kg/ha N	49
22 Validatie Heino: gesimuleerde waarde als functie van gemeten gemiddelde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) in Heino bij snijmaïs met behandeling braak, vanggewas gras, vanggewas rogge en verschillende bemestingstrappen	50
23 Gesimuleerde volumefracties vocht ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) bij snijmaïs in Cranendonck; periode 1974-1982	51
24 Kalibratie Cranendonck: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) over de periode 1988-1994 in Cranendonck runderdrijfmestgift van circa 250 ton/ha	53
25 Validatie Cranendonck: gesimuleerde waarden als functie van gemeten gemiddelde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) in Cranendonck bij snijmaïs met verschillende runderdrijfmestgift	54
26 Kalibratie Ruurlo: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-50 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en N-opname bovengrondse delen (c) over de periode 1980-1984 in Ruurlo (veld 16) bij een geïnjecteerde runderdrijfmestgift van circa 80 ton/ha en een kunstmestgift van 400 kg/ha (totale mestgift circa 800 kg/ha N)	56
27 Validatie Ruurlo: gesimuleerde waarden als functie van gemeten	

gemiddelde N-mineraal (a), nitraatconcentratie (b), en netto N-opname (c) in Ruurlo bij grasland met verschillende bemestingstrappen	57
28 Gemeten en gesimuleerde drainafvoer (a) en grondwaterstand (b) voor de gras-klaverexperimenten in Lelystad	59
29 Gemeten en gesimuleerde nitraatuitspoeling via drains voor de gras- klaverexperimenten in Lelystad; cumulatief (a) en per dag (b); periode januari 1994-april 1994.	60

Aanhangsels

A Statistische criteria met resultaten van de locaties Heino, Ruurlo en Cranendonck	67
--	----

Woord vooraf

Dit rapport vormt het eindverslag van het project 'Kwantificering van de nitraatuitspoeling bij landbouwgronden' dat de FOMA (Financierings-Overleg Mest- en Ammoniakonderzoek) mede financierde.

Gedurende de periode 1991 tot 1995 is dit onderzoeksproject uitgevoerd in nauwe samenwerking met het DLO-Centrum voor Agro-Biologisch Onderzoek (thans opgegaan in het DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheids-onderzoek) en het Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond. Het veldwerk is uitgevoerd op een aantal Regionale Onderzoekscentra.

Samenvatting

In het kader van het project 'Kwantificering van nitraatuitspoeling bij landbouwgronden' is veld- en modelonderzoek uitgevoerd. Het veldwerk bestond voornamelijk uit het kwantificeren van de nitraatuitspoeling bij snijmaïspercelen met vanggewassen en het kwantificeren van de nitraatuitspoeling bij gras/klaver percelen op kleigrond. Uit het veldonderzoek bij snijmaïs met vanggewassen (Heino) blijkt dat door de toepassing van vanggewassen bij de teelt van snijmaïs de nitraatuitspoeling naar het grondwater (op een diepte van 1 m - mv.) gereduceerd kan worden met 30-70%. Voor de reductie van de nitraatuitspoeling is het vanggewas gras effectiever dan het vanggewas rogge.

Uit het veldonderzoek bij gras/klaver op kleigrond (Lelystad) blijkt dat de hoogste nitraatafvoer via drains is aangetroffen bij een beweid graslandperceel zonder klaver. Een lagere afvoer werd gemeten vanuit een beweid perceel met een mengsel gras/klaver, de laagste afvoer werd vastgesteld voor het onbeweide perceel met gras/klaver. De bijdrage van ammonium in de totale stikstofafvoer via de drains bedroeg bij alle percelen minder dan 5%.

Het model ANIMO is getoetst voor snijmaïs en grasland met verschillende bemestingsvarianten en onder verschillende meteorologische omstandigheden. Voor het bodem-water-gewassysteem is een toets uitgevoerd waarbij is gelet op de voorraad minerale stikstof, de nitraatconcentraties op 1 m - mv. en de gewasopname van de bovengrondse delen. De voorraad minerale stikstof van snijmaïs en grasland wordt redelijk goed gesimuleerd met ANIMO. Bij snijmaïs met hoge bemestingsniveaus wordt de gesimuleerde voorraad overschat met maximaal 30%; bij lagere bemestingsniveaus treedt een onderschatting op. Voor grasland zijn de resultaten beter dan voor snijmaïs. De nitraatconcentraties op 1 m - mv. worden bij snijmaïs en grasland goed gesimuleerd. Bij grasland is een overschatting geconstateerd van maximaal 60% bij bemestingsniveaus tussen de 600 en 800 kg ha⁻¹ N. Bij grasland met lagere bemestingsniveaus is een onderschatting geconstateerd van maximaal 41% en bij extreem hoge bemesting (1000 kg ha⁻¹ N) een afwijking van slechts 1%. De gewasopname van de bovengrondse delen van snijmaïs en grasland blijkt met het model ANIMO goed te kunnen worden gesimuleerd. Bij snijmaïs is de maximale afwijking 29%, de gemiddelde afwijking is echter minder dan 10%. Bij de N-opname van de afzonderlijke sneden van grasland is de grootste afwijking van 36% gevonden bij de hoogste mestgift van 1000 kg/ha N. De gemiddelde afwijking blijft echter beneden de 10%.

1 Inleiding

Dit rapport vormt het eindverslag van het door de FOMA (Financierings-Overleg Mest- en Ammoniakonderzoek) mede gefinancierde project 'Kwantificering van nitraatuitspoeling bij landbouwgronden'. Het project is een vervolg op het project 'Vermindering van nitraatuitspoeling bij landbouwgronden' dat de FOMA eveneens mede financierde.

Er is veld- en modelonderzoek uitgevoerd. Het veldwerk bestond voornamelijk uit twee onderdelen: nitraatuitspoeling bij vanggewassen geteeld op snijmaïspancelen en nitraatuitspoeling bij gras/klover percelen. Het veldwerk bij snijmaïs met vanggewassen betrof de effecten van de toepassing van vanggewassen buiten de groeiperiode van het hoofdgewas op de nitraatuitspoeling naar het grondwater, waarbij de metingen zijn uitgevoerd gedurende de periode 1991 tot 1994. Bij de gras/klover percelen betrof het de nitraatuitspoeling naar het oppervlaktewater en zijn de metingen uitgevoerd gedurende het uitspoelingsseizoen 1993/1994.

Om proefveldgegevens over nitraatuitspoeling algemener toepasbaar te maken is het reeds beschikbare model ANIMO (Agricultural NItrogen Model) getoetst aan gegevens van het uitgevoerde veldwerk en aan gegevens van reeds eerder uitgevoerde metingen.

Het veldonderzoek naar de nitraatuitspoeling bij snijmaïs en bij gras/klover wordt beschreven in respectievelijk de hoofdstukken 2 en 3. Een beschrijving van het gehanteerde modelstrumentarium wordt gegeven in hoofdstuk 4, gevolgd door een weergave van de resultaten van de modeltoets in hoofdstuk 5. In hoofdstuk 6 zijn de conclusies samengevat.

2 Veldonderzoek bij snijmaïs met vanggewas op zandgrond (Heino)

Tussen 1988 en 1994 hebben PAGV, AB-DLO en SC-DLO gezamenlijk onderzoek gedaan naar de effecten van vanggewassen bij de continuteelt van snijmaïs. Dit onderzoek vond plaats op ROC Aver Heino. Uitgebreide rapportages hebben Schröder et al. (1992) en Van Dijk et al. (1995) gegeven. Dit verslag beperkt zich tot de SC-bijdrage: het kwantificeren van de nitraatuitspoeling.

2.1 Proefopzet

De proef is uitgevoerd als een split-plotproef met vier herhalingen. Hoofdfactor vormde het vanggewas met als varianten braak, stoppelvrucht (winterrogge) en onderzaai (voornamelijk Italiaans raaigras). Bij iedere variant werd gedurende het zomerhalfjaar snijmaïs geteeld bij steeds vijf verschillende niveaus van N-bemesting (tabel 1).

Tabel 1 N-trappen en bijbehorende bemesting gemiddeld over de periode 1988-1994 in Heino

Object	N			P ₂ O ₅		K ₂ O		MgO
	Kunstmest	Runderdrijfmest	Totale N-gift	Kunstmest	Kunstmest	Kunstmest	Kunstmest	Kunstmest
(N-trap)	(kg ha ⁻¹ N)	(kg ha ⁻¹ N)	(kg ha ⁻¹ N)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)
N1	20	0	90	90 ²	300	30		
N2	20	180 ¹	200	20	80 ³	0		
N3	60	180 ¹	240	20	80 ³	0		
N4	100	180 ¹	280	20	80 ³	0		
N5	140	180 ¹	320	20	80 ³	0		

¹ Dit is de gemiddelde runderdrijfmestgift; de mestgift varieerde van 138-230 kg N per ha

² In 1990 verlaagd naar 80 kg P₂O₅ per ha en in 1992 verlaagd naar 75 kg P₂O₅ per ha.

³ In 1990 verhoogd naar 135 kg K₂O per ha en in 1992 verhoogd naar 170 kg K₂O per ha.

Het proefveld ligt aan de Berkendijk in Heino. In figuur 1 is een plattegrond van de ligging van het proefveld weergegeven.

2.2 Werkwijze metingen

PAGV en AB-DLO hebben gewasopbrengsten en de hoeveelheid minerale N in de bovengrond (tot 90 cm) gemeten. SC-DLO heeft metingen verricht naar de bodemgesteldheid, hydrologie en naar de chemische samenstelling van het bodemvocht (voornamelijk nitraat).

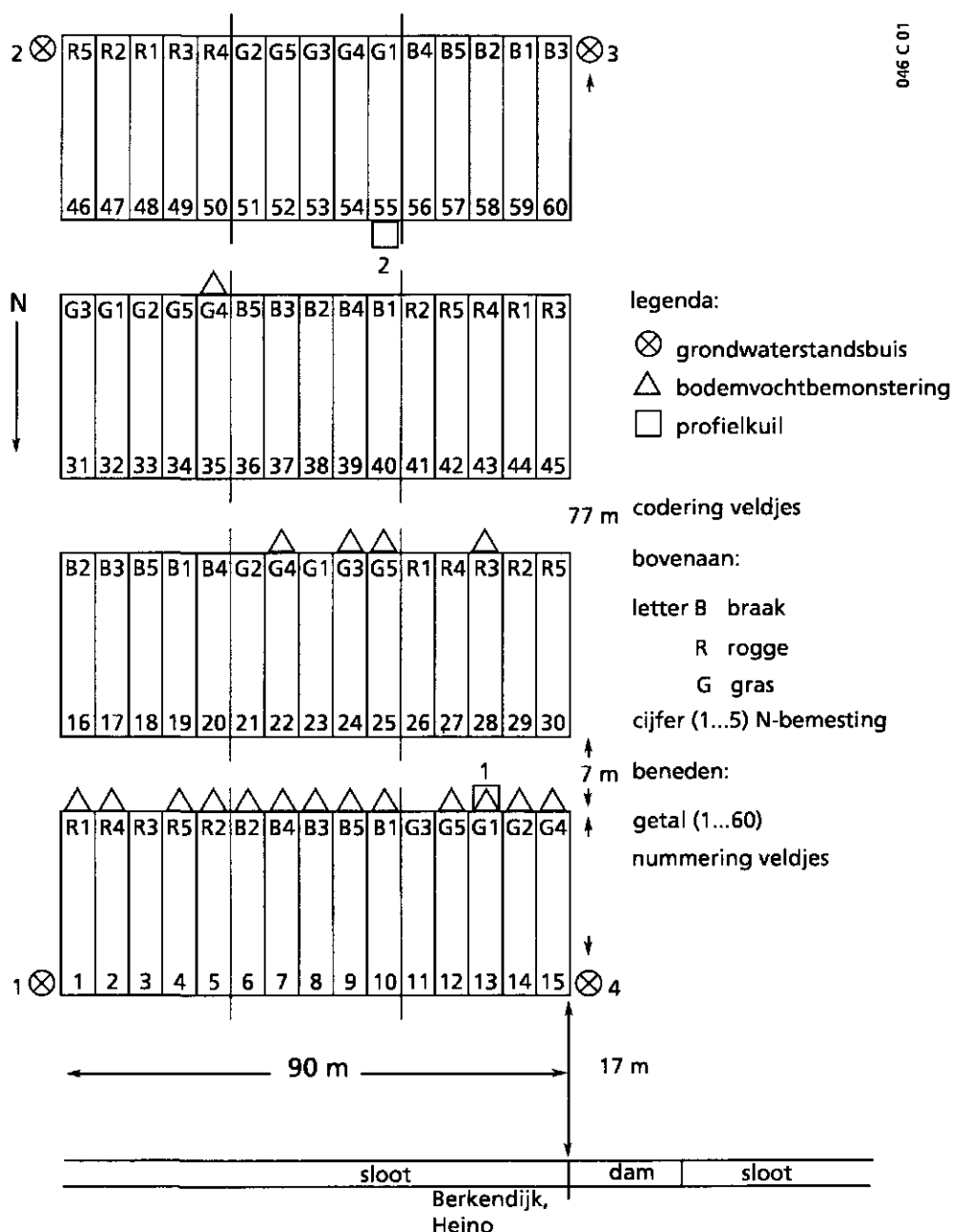


Fig. 1 Plattegrond van het proefveld PAGV 1961 op ROC Aver Heino. In de plattegrond zijn de behandelingen, de locaties van profielkuilen, keramische cups en grondwaterstandsbuizen aangegeven

2.2.1 Bodemgesteldheid

Tijdens de proef is een bodemkundige inventarisatie uitgevoerd. Er zijn profielkuilen bemonsterd op twee plaatsen in het proefveld. Daarnaast zijn op diverse plaatsen controle-boringen verricht om een indruk te verkrijgen van de ruimtelijke variabiliteit van de bodemkundige gegevens. De plaatsen, waar de profielkuilen gegraven zijn, staan in figuur 2 aangegeven.

In de twee profielkuilen zijn van elke bodemhorizont ringmonsters genomen, waarvan in het laboratorium de waterretentie-karakteristieken zijn bepaald. De bemonsteringen in het veld en de metingen in het laboratorium zijn uitgevoerd volgens methoden die zijn beschreven door Stokkermans & Vos (1987) en Veerman & Stolte (1991).

2.2.2 Hydrologie

Het proefveld ligt op de overgang van een strook hoger gelegen stuifzand naar een lager gelegen beekdal. De waterscheiding ligt in het stuifzandgebied en het proefveld watert af naar het genoemde beekdal. Het verschil in maaiveldshoogte tussen proefveld en beekdal bedraagt 0,70 m (van 4,6 naar 3,9 m + NAP). De afstand tot de beek is 250 m.

De grondwaterstanden zijn in het winterhalfjaar gemiddeld een keer per week gemeten. Daartoe zijn op de hoekpunten van het proefveld grondwaterstandsbuizen geplaatst. De buizen waren 2 m lang en hadden een filter van 1 tot 2 m diepte. De relatieve hoogte van het maaiveld op de vier hoekpunten varieert maximaal 28 cm (het hoogst in het zuidoosten en het laagst in het noordwesten) en de stijghoogte van het grondwater verschilt bij hogere grondwaterstanden in de winter (in dezelfde richting) gemiddeld 0,10 m (over een afstand van 100 m). Derhalve bestaat er een gering horizontaal potentiaalverschil in het grondwater binnen het proefveld en kan horizontale stroming optreden. Met name wanneer grondwaterstanden ondieper dan 1 m - mv. optreden, zou enige horizontale stroming de gemeten nitraatconcentraties van een veldje kunnen beïnvloeden. In de praktijk zal dit mee vallen daar zelfs bij een verzadigde doorlatendheid van 1m/dag een stroming van slechts 1 mm/dag optreedt.

In het voor- en najaar van 1990 zijn drukhoogten van het bodemvocht in de bovengrond gemeten. Daartoe zijn tensiometers op 5 en 15 cm diepte geplaatst. Doel was na te gaan of in het voorjaar als gevolg van een vanggewas de uitdroging van de bovengrond sneller gaat dan op braak land en in het najaar om na te gaan wanneer de afvoer naar het grondwater begint. Dit is uitgevoerd door de herbevochtiging van het profiel na de zomerperiode tot aan het moment van een evenwichtsprofiel te volgen.

2.2.3 Waterkwaliteit

Om met name het nitraatgehalte van het bodemvocht te kunnen meten, zijn onder 18 veldjes telkens vier keramische cups geïnstalleerd. Ze zijn op een diepte van 1 m - mv. aangebracht. Hierdoor is het mogelijk vocht, dat zeer waarschijnlijk niet meer ter beschikking komt voor gewasopname, te kunnen meten. In figuur 2 is aangegeven op welke manier de poreuze cups in de bodem geplaatst zijn. Gedurende het winterseizoen zijn gemiddeld na elke 50 mm neerslag bodemvochtmonsters onttrokken. Per bemonstering zijn op een enkele keer na steeds mengmonsters van de vier cups per veldje genomen. De 18 veldjes waarbij cups zijn geïnstalleerd, zijn aangegeven in figuur 1. Het zijn met name veldjes in herhaling 1 geweest. Om het

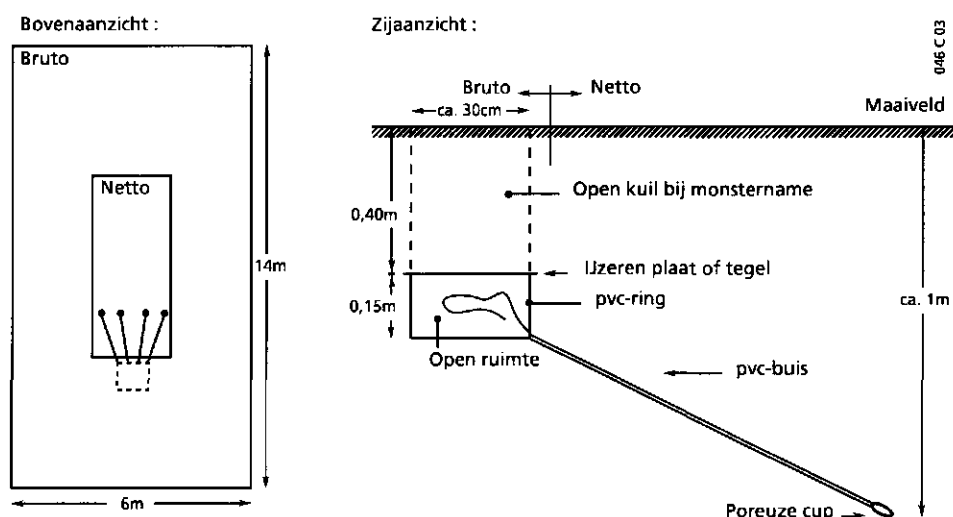


Fig. 2 Boven- en dwarsaanzicht van de installatie voor bodemvochtbemonstering in Heino

effect van verschillende herhalingen enigszins in beeld te brengen zijn ook bij enkele herhalingen cups geplaatst.

2.3 Resultaten metingen

2.3.1 Het weer

In tabel 2 is de neerslag gedurende de zes onderzoeksjaren op ROC Aver Heino weergegeven. 1988, 1992 en 1993 waren relatief natte zomers, en 1989, 1990 en 1991 waren relatief droog. Winterseizoen 1992/'93 en 1993/'94 waren relatief nat en 1988/'89, 1989/'90, 1990/'91 en 1991/'92 waren relatief droog. Winterseizoen 1993/'94 was zelfs extreem nat. Het was zo nat dat het vanggewas rogge zich niet heeft kunnen ontwikkelen.

De zes onderzoeksjaren werden gekenmerkt door relatief warme winters. De temperatuursom (som van temperaturen boven 3°C) bedroeg in de zes winterseizoenen 673, 731, 605, 515, 483 en 446. Normaal ligt de temperatuursom op 395.

Tabel 2 Neerslag (in mm) in zomer- (1/4-1/10) en winterseizoen (1/10-1/4) gedurende de periode 1988-1994 gemeten op ROC Aver-Heino

Seizoen	Jaar						Normaal*
	1988/'89	1989/'90	1990/'91	1991/'92	1992/'93	1993/'94	
zomer	399	292	362	301	402	592	386
winter	352	320	298	323	387	493	365

* normaal t/m 1993

2.3.2 Bodemgesteldheid

Het proefveld aan de Berkendijk ligt op een zogenaamde veldpodzolgrond. De textuur van de bovengrond is leemarm, matig fijn zand. Het organische stofgehalte bedraagt 3%. De M_{50} (de mediaan van de korrelgrootteverdeling van het zand met deeltjes groter dan 50 μm) bedraagt 140-170 μm .

In tabel 3 zijn beschrijvingen van de twee profielkuilen vermeld.

Tabel 3 Profielbeschrijvingen van twee profielkuilen in Heino

Profiel- kuil nr.	Horizont	Laag (cm - mv.)	Org. stof (%)	Leem (%)	M_{50}	Dichtheid (kg.m^{-3})	pH- KCl	Opmerking
1	1Ap	0-27	2,9	6,9	152	1500	5,7	homogeen
	1A/Bh/BC	27-54	0,9	4,9	144	1640	4,8	verwerkt
	1Cg1	54-70	0,5	10,8	146	1640	4,8	gelaagd
	1Cg2	70-120	0,4	12,8	144	1710	4,7	gelaagd
2	1Ap	0-27	3,0	7,8	161	1430	5,3	homogeen
	1A/Bh/BC	27-	3,6	6,9	158	1360	4,8	verwerkt
	1BC	-60	2,1	7,6	151	1560	4,8	verwerkt
	1C	60-70	0,7	13,2	140	1610	4,7	gelaagd
	1Cg	70-120	0,4	9,3	170	1730	4,7	gelaagd

Bij de ontginning in de jaren dertig is het proefveld tot 50 à 60 cm diepte gespit. Het voor veldpodzolgronden zo kenmerkende ABC-profiel is bij deze bewerking verstoord. Gedeelten van de verschillende horizonten zijn in de bouwvoor opgenomen. Na de ontginning is door jaarlijks te ploegen een homogene Aap horizont van ongeveer 25 cm dikte ontstaan. De laag daaronder tot 60 cm is nog steeds heterogeen van samenstelling. Met name de ruimtelijk variabiliteit van het organische stofgehalte van deze laag is daardoor groot.

De beworteling, in de profielkuilen in september en oktober 1989 gemeten, beperkte zich hoofdzakelijk tot de bouwvoor. De op 24 oktober 1990 gemeten indringingsweerstand van de heterogene laag (25 -60 cm -mv.) was meestal hoger dan 3 MPa. Deze weerstand is voor beworteling te hoog. In de profielkuilen waren toch soms wortels zichtbaar in de laag van 30-50 cm. Deze wortels hebben klaarblijkelijk gebruik kunnen maken van plaatsen met een geringere weerstand.

In figuur 3 zijn de waterretentie-curven weergegeven van de niet-verwerkte bodemhorizonten van de 2 profielkuilen.

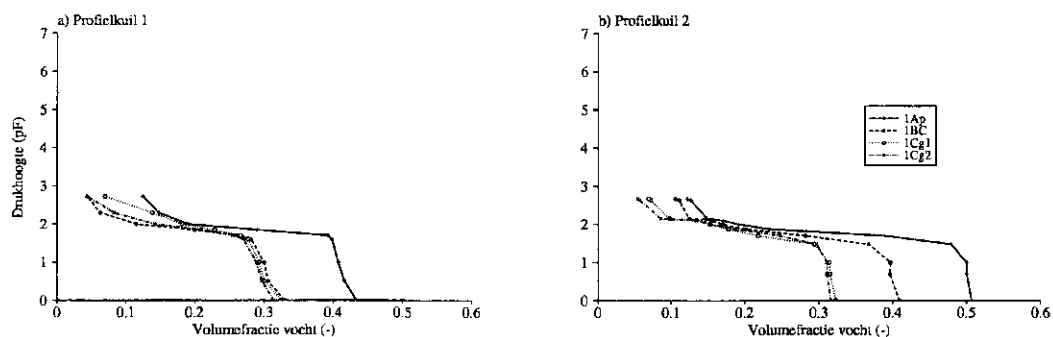


Fig. 3 Waterretentiekaracteristieken van de drie belangrijkste bodemhorizonten Aap, B en C van de profielkuilen 1 (a) en 2 (b) op ROC Aver Heino

2.3.2 Hydrologie

In figuur 4 is het verloop van de grondwaterstand gedurende de zes onderzoeksjaren weergegeven. Voor het weergegeven van de grondwaterstanden in grafieken zijn de gegevens van buis 4 en buis L7 gebruikt. De plek waar buis 4 staat heeft een gemiddelde maaiveldshoogte, waardoor de gegevens van deze buis representatief zijn voor het proefveld. Buis L7 is een peilbuis van IGG-TNO die zich dichtbij de proefboerderij (L7) bevindt. Het grondwaterstandverloop in beide buizen komt redelijk goed overeen, zodat voor perioden, dat op het proefveld niet gemeten is, metingen van peilbuis L7 een goede indruk geven. Het grondwater fluctueert gemiddeld tussen 50 (GHG) en 160 (GLG) cm - mv. en wordt geclassificeerd als grondwatertrap VI.

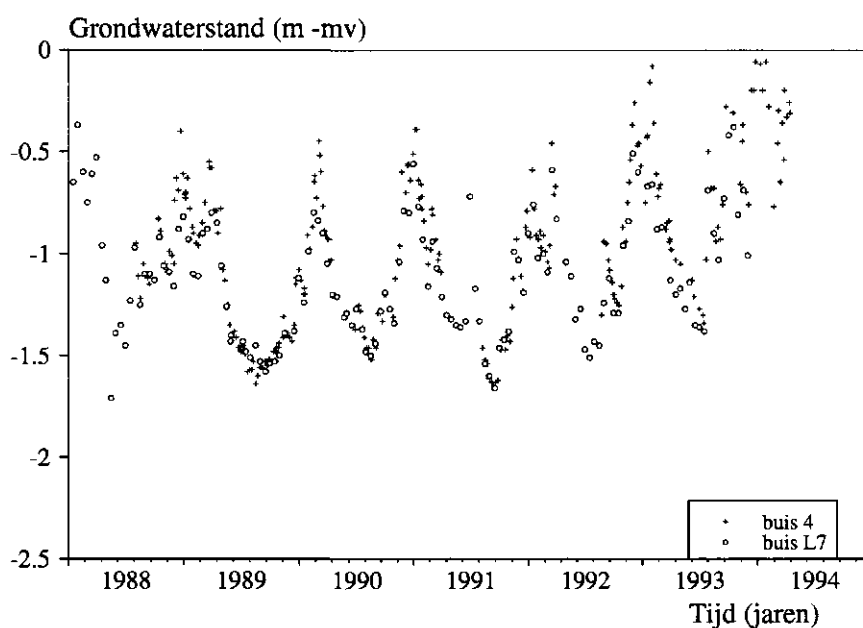


Fig. 4 Verloop van de grondwaterstanden vanaf voorjaar 1988 t/m voorjaar 1994 op PAGV-proefveld 1961 (buis 4) en van peilbuis L7 op ROC Aver Heino

In het najaar van 1990 zijn drukhoogten gemeten onder braak land en onder velden met een vanggewas (fig. 5). In figuur 5 zijn tevens de drukhoogten weergegeven bij evenwicht tussen bodemvochtspanning en grondwaterstand (stippellijn). Uit de gemeten drukhoogten volgt, dat het evenwichtsprofiel voor braak land eerder wordt bereikt dan voor land waar een vanggewas staat. Het verschil in dat najaar echter slechts maximaal 10 à 15 dagen. De afvoer van overtollige neerslag zal hierdoor over het algemeen iets eerder beginnen op braak dan op begroeid land.

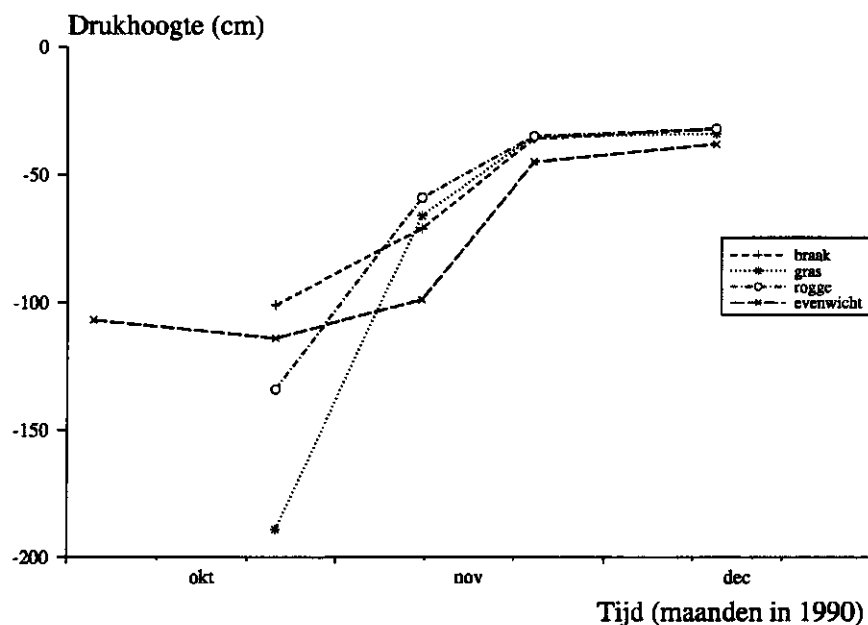


Fig. 5 Verloop van de drukhoogten op 15 cm diepte bij braak, rogge en gras, en de drukhoogte bij het evenwichtsprofiel in het najaar van 1990

In figuur 6 zijn de gemeten drukhoogten op 5 en 15 cm diepte in het voorjaar van 1990 weergegeven. Op 5 cm droogt braak land meer uit, waarschijnlijk door bodemverdamping. Op 15 cm diepte droogt begroeid land meer uit door de beworteling van het vanggewas. Uit de drukhoogtemetingen van voorjaar 1990 blijkt dat gedurende perioden met drogend weer de verdamping van begroeid land groter is dan van braak land. Gedurende 18 dagen met sterke uitdroging kon een verschil van 12 mm worden berekend (braak 24 mm en begroeid land 38 mm). De hoeveelheden vocht in mm zijn berekend op basis van de gemeten waterretentiecurven uit figuur 3. Het verschil in uitdroging is zelfs in een zo droge voorjaarsperiode niet van dien aard, dat vanggewassen al eerder dan 1 april geoogst dan wel ondergewerkt moeten worden om het bodemprofiel niet te ver voor het volgende maïsgewas te laten uitdrogen.

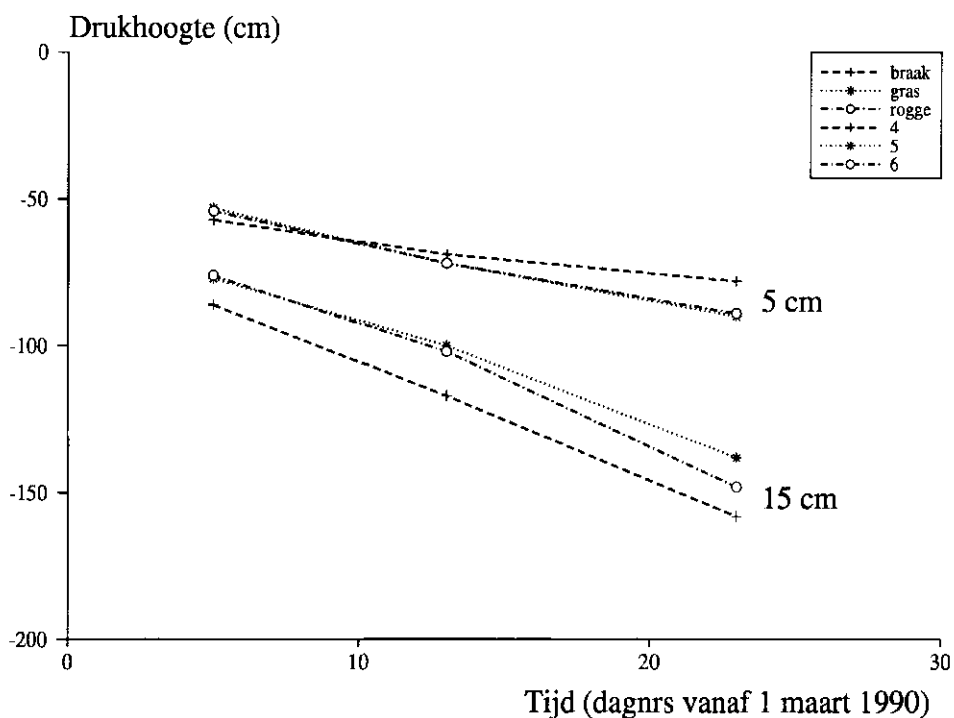


Fig. 6 Verloop van de drukhoogte op 5 en 15 cm diepte bij braak land en land begroeid met gras of winterrogge gedurende 18 dagen drogend weer in het voorjaar van 1990

2.3.3 Nitraatconcentraties

In tabel 4 zijn de nitraatconcentraties in het bodemvocht op 1 m - mv. gegeven als gemiddelden per winterseizoen en als gemiddelde over de periode 1988-1994. De gemiddelden over de hele meetperiode met hun bijbehorende standaardafwijking zijn voor vijf verschillende bemestingsstrappen eveneens in figuur 7 weergegeven.

Bij alle behandelingen blijkt de gemiddelde nitraatconcentratie toe te nemen met het bemestingsniveau. Bij de teelt van snijmaïs zonder vanggewas neemt de nitraatconcentratie toe van gemiddeld 20 mg l⁻¹ N bij de laagste N-trap van 20 kg ha⁻¹ N tot 87 mg l⁻¹ N bij de hoogste N-trap van 320 kg ha⁻¹ N. Bij de teelt van snijmaïs met vanggewas rogge neemt de nitraatconcentratie toe van gemiddeld 8 mg l⁻¹ N bij de laagste N-trap tot 47 mg l⁻¹ N bij de hoogste N-trap. Bij de teelt van snijmaïs met vanggewas gras neemt de nitraatconcentratie toe van 2 tot 50 mg l⁻¹ N.

Tabel 4 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg l⁻¹ N) van het bodemvocht op 1 m - mv. voor zes winterseizoenen (1988/'89 t/m 1993/'94) bij verschillende vanggewassen (braak, rogge en gras) en bij verschillende N-bemestingsniveaus van het hoofdgewas snijmaïs in Heino

Vanggewas N-trap Veldnr.			Gemiddelde nitraatconcentratie (mg l ⁻¹ N) per winterseizoen						
			1988/'89	1989/'90	1990/'91	1991/'92	1992/'93	1993/'94	gemiddeld
geen (braak)	N1	10	24	29	20	43	4	1	20
	N2	6	40	45	48	79	7	1	37
	N3	8	56	41	50	63	19	7	39
	N4	7	86	96	87	131	19	6	71
	N5	9	96	94	171	111	22	27	87
rogge	N1	1	9	2	9	19	7	1	8
	N2	5	38	3	43	68	6	1	26
	N3	28	-	16	49	28	10	17	24
	N4	2	47	13	117	80	16	8	47
	N5	4	57	7	89	90	18	21	47
gras	N1	13	5	1	1	2	1	1	2
	N2	14	23	12	12	20	7	2	13
	N3	24	-	19	25	23	18	17	20
	N4	15	47	50	58	73	-	5	47
	N5	12	48	50	58	87	37	22	50
	N4	22	54	64	62	110	18	8	53
	N4	35	69	127	52	74	14	9	58
	N5	25	-	47	52	87	36	11	47

De spreiding rond het gemiddelde neemt in absolute zin toe, maar daalt in relatieve zin. Bij snijmaïs zonder vanggewas met de laagste N-trap bedraagt de standaardafwijking 14 mg l⁻¹ N, ofwel 70% van het gemiddelde en bij de hoogste N-trap bedraagt de standaardafwijking 51 mg l⁻¹ N, ofwel 60% van het gemiddelde (fig. 7). Een lagere spreiding is gemeten bij de teelt van snijmaïs met het vanggewas gras, waar de standaardafwijking steeg van 1,5 naar 20 mg l⁻¹ N en in relatieve zin daalde van 75% naar 40%.

De nitraatconcentraties bij de teelt van snijmaïs met het vanggewas gras zijn bij de N-trappen N4 en N5 in herhaling uitgevoerd. Daaruit blijkt dat bij de N-trap N4 een maximale afwijking van 11% optrad ten opzichte van het gemiddelde van 53 mg l⁻¹ N. Bij de N-trap N5 bedroeg deze maximale afwijking slechts 3%.

Uit een vergelijking van de teelt van snijmaïs mét en zonder vanggewas blijkt dat de introductie van een vanggewas in alle varianten resulteert in lagere nitraatconcentraties op 1 m - mv. Bij de laagste N-trap (N1, 20 kg ha⁻¹ N) daalt de nitraatconcentratie bij de vanggewassen rogge en gras met resp. 60 en 90% ten opzichte van de teelt zonder vanggewas. Bij deze lage N-trap komen de gemiddelde nitraatconcentraties bij de teelten met vanggewas op een niveau dat beneden de drinkwaternorm van 11,3 mg NO₃-N per liter ligt.

Een vergelijking van de vanggewassen rogge en gras laat zien dat bij lage bemestingsniveaus (tot circa 250 kg ha⁻¹ N) de teelt met het vanggewas gras heeft geresulteerd in lagere nitraatconcentraties dan de teelt met het vanggewas rogge. Bij de hogere bemestingsniveaus van circa 300 kg ha⁻¹ N lijkt er weinig verschil in de nitraatconcentraties op 1 m - mv. bij de toepassing van de vanggewassen rogge óf gras.

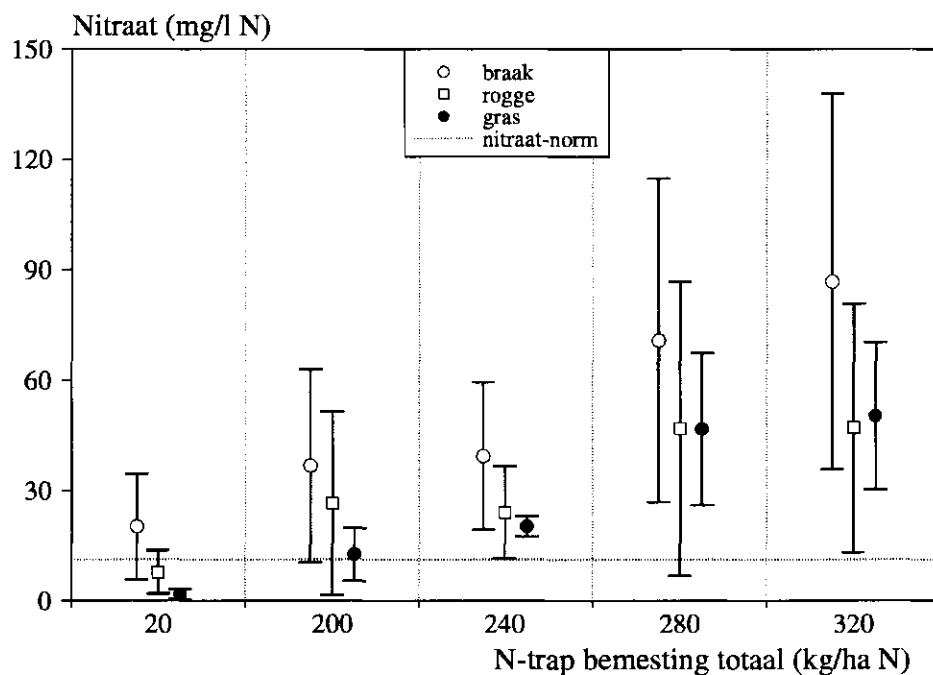


Fig. 7 Gemiddelde nitraatconcentratie met standaardafwijking (mg l⁻¹ N) van het bodemvocht op 1 mv - mv. bij verschillende vanggewassen (braak, rogge en gras) als functie van de N-bemesting van het hoofdgewas snijmaïs in Heino

3 Veldonderzoek bij gras-klover op kleigrond (Lelystad)

De nitraatuitspoeling onder beweide grasland kan gereduceerd worden door de bemesting te verlagen tot circa 300 kg/ha N zonder dat de grasproductie sterk vermindert. Door gras-klover mengsels zonder stikstofbemesting te telen kan de opbrengst op het peil blijven van grasland met een stikstofbemesting van circa 200 kg/ha.jaar N. Om de toepassingsmogelijkheden voor mengsels van gras en witte klover bij melkveehouderijbedrijven te onderzoeken heeft het Proefstation voor de Rundveehouderij, schapehouderij en paardenhouderij (PR) in 1989 een bedrijfsvergelijking opgezet tussen een gras/kloverbedrijf met 100 kg/ha N en een grasbedrijf met 300 kg/ha N. De bedrijfsvergelijking is uitgevoerd op de proefboerderij De Waiboerhoeve in Lelystad met 60 melkkoeien op elk bedrijf. Het belang van het PR was vooral het ontwikkelen van praktische bedrijfssystemen gericht op een betere mineralen benutting. Een van de onderdelen betrof de verliezen via uitspoeling. Over het effect van klover op de nitraatuitspoeling bij beweide grasland onder Nederlandse omstandigheden was nog weinig bekend bij de aanvang van de proef.

Het PR heeft de nitraatuitspoeling in de eerste jaren van de proef gekwantificeerd met geringe ondersteuning van SC-DLO. Vanaf 1993 heeft SC-DLO de nitraatuitspoeling vanuit een beperkt aantal percelen intensief gemeten.

3.1 Proefopzet

In 1990 is het onderzoek gestart naar de toepassingsmogelijkheden voor mengsels van gras en witte klover op 23 percelen van de Waiboerhoeve te Lelystad (Schils, en Oude Lansink, 1993). In de jaren 1990/1991 betrof het 10 graspercelen en 13 gras/kloverpercelen. In elk daaropvolgend jaar is één gras/kloverperceel toegevoegd. De graspercelen werden ingezaaid in de periode najaar 1986 tot en met augustus 1989. De gras/kloverpercelen zijn tot stand gekomen door doorzaai of door herinzaai respectievelijk in de periode april 1989 tot juli 1990 en augustus 1988 tot april 1990. De grond is een kalkrijke zware zavel/lichte kleigrond (pH ca. 7) met een zeer hoge kalitoestand en een lage tot voldoende fosfaattoestand. Het organische-stofgehalte in de laag 0-5 cm varieerde van 4% op de jongste percelen tot 15% op de oudste percelen.

3.2 Werkwijze metingen

Het PR heeft gedurende drie achtereenvolgende winters (90/91, 91/92 en 92/93) een aantal veldwaarnemingen uitgevoerd om de nitraatverliezen via het drainwater te kunnen kwantificeren (Schils en Oude Lansink, 1993). Op 6 percelen (3 gras en

3 gras/klaver) zijn door het PR wekelijks grondwaterstanden, drainagedebieten en nitraatconcentraties in het drainwater bepaald. Bovendien is twee maal per winter de bodemvoorraad minerale stikstof bemonsterd.

Figuur 8 geeft de perceelsindeling van een deel van De Waiboerhoeve waar de gras/klaverproef is uitgevoerd.

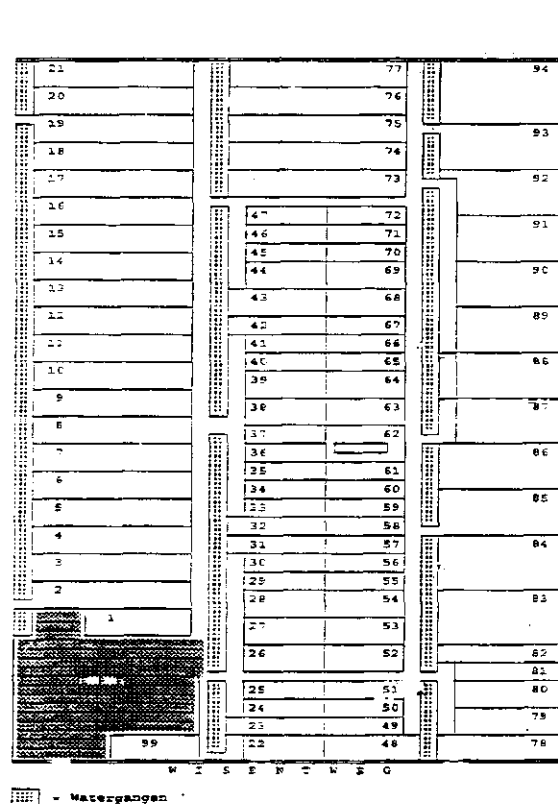


Fig. 8 Perceelsindeling gras/klaverexperiment op proefboerderij De Waiboerhoeve

De metingen uitgevoerd door het PR gaven geen continu beeld van het afgevoerde debiet omdat er incidenteel debieten zijn bepaald. Bovendien was niet bekend welk debiet bij een gemeten concentratie hoorde en het was daarmee op deze wijze niet mogelijk om nitraatvrachten (kg) te kwantificeren. Om dit probleem te ondervangen heeft DLO-Staring Centrum in de zomer van 1993 een drietal debiet-proportionele drainafvoermeters geplaatst, waarmee water- en stikstof-afvoeren kunnen worden gekwantificeerd. Naast deze continue metingen zijn enkele incidentele metingen uitgevoerd. Een uitgebreid verslag van de SC-metingen is gegeven door Van den Toorn et al. (1994).

3.2.1 Drainafvoer

De debietproportionele bemonstering is op drie verschillende percelen uitgevoerd: beweid grasland, onbeweid gras/klover en beweid gras/klover, resp. de percelen 51, 76 en 89 (fig. 8).

De waterafvoer van de drains is debietproportioneel bemonsterd. De diepte van de drains onder de percelen 51, 76 en 89 is ca. 1 m beneden maaiveld. Bij perceel 51 werd 1 drain bemonsterd en bij de percelen 76 en 89 zijn 2 drains op elk perceel bemonsterd.

De drains zijn gekoppeld aan een afvoerbuis (fig. 9) die met een gering verhang afwatert naar de opvangbak. De opvangbak bestaat uit een halfronde bak die aan de achterkant met een V-schot is afgesloten. Bij dit onderzoek kon gewerkt worden met een V-schot van 30°. In de opvangbak is in de bodem een open verbinding gemaakt met een buis die verticaal in de slootbodem is geplaatst. In deze buis wordt een drukopnemer neergelaten en de buis wordt vol met water gegoten. Wanneer er nu afvoerwater vanuit de drain in de opvangbak loopt wordt de waterkolom boven de drukopnemer hoger door de communicerende werking van de opvangbak om de buis waar de drukopnemer in zit. De drukopnemer staat in verbinding met een debietmeter waar de hoogte van het water in de opvangbak wordt geregistreerd. Door nu het V-schot te ijkten wanneer er water in de opvangbak staat maar er net geen water over het V-schot loopt, is de waterhoogte boven het V-schot een maat voor de afvoer. Deze waterhoogte is gemeten en geregistreerd door de debietmeter.

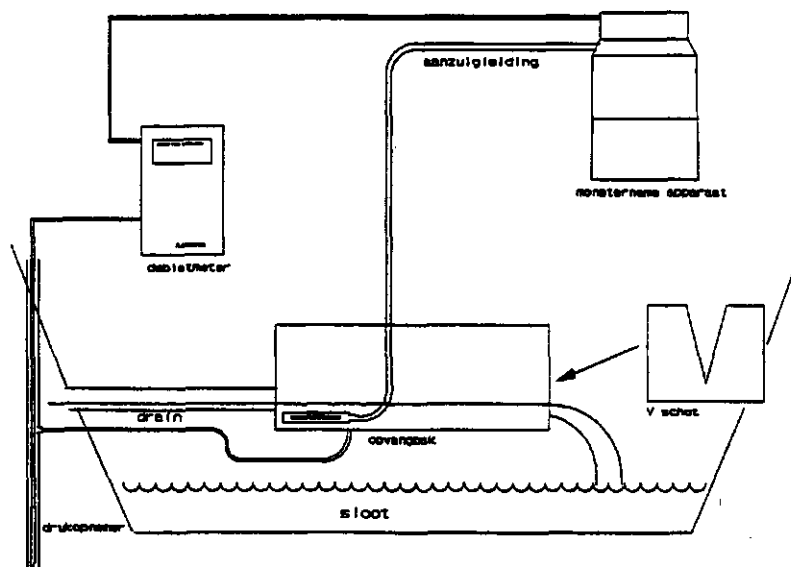


Fig. 9 Opstelling debietproportionele drainbemonstering Waiboerhoeve

Bij het V-schot van 30° is er een vaste relatie gegeven tussen de nulstand en de hogere standen (q/h relatie). Met behulp van de debietmeter kan men nu elke

hoeveelheid afvoer (in m³ of liters) laten bemonsteren en registreren. Dus de hoogte boven het nulniveau van het V-schot is een maat voor het afgevoerde debiet. De debietmeter berekent continu de hoeveelheid gepasseerd drainwater en staat in verbinding met het monsternameapparaat. De hoeveelheid water waarna het monsternameapparaat een monster moet nemen is op de debietmeter in te stellen. Als deze ingestelde hoeveelheid (m³ of liters) het V-schot gepasseerd is zal de drukopnemer een puls zenden naar het monstername apparaat en zal deze de bemonstering uitvoeren. De hoeveelheid te bemonsteren water en het aantal monsters dat per fles moet worden opgevangen is op het monsternameapparaat in te stellen. In het monsternameapparaat staan 24 flessen van 1 liter zodat men zelf de hoeveelheid drainwater in kan stellen die het apparaat bij elke bemonstering moet nemen.

Wel is een vereiste dat men een goede schatting heeft van de af te voeren draindebieten in verband met de keuze van de grootte van het V-schot. Bij hoge afvoeren zal een V-schot van 90° nodig zijn, omdat een 30° V-schot de grote hoeveelheden afvoer niet kan verwerken.

De monstername-instelling bij dit onderzoek is als volgt geweest:

Bij perceel 51 werd van elke 500 l afgevoerd drainwater een monster genomen van 100 cc, ofwel een fles per 5 m³ drainafvoer. Bij perceel 76 en 89 werd van elke 1000 l een monster genomen van 100 cc, ofwel een fles per 10 m³ drainafvoer. Bij de wisseling van de monsterflessen op de waarnemingsdag werd uit elke fles een deelmonster genomen van 250 cc. Deze deelmonsters zijn bij DLO-Staring Centrum geanalyseerd op nitraat en ammonium.

De metingen zijn tot mei 1994 voortgezet om een volledige winterafvoer te kunnen bemonsteren.

3.2.2 Overige metingen

Op de drie percelen met debietproportionele drainbemonstering zijn grondwaterstandsbuizen geplaatst. Daarin zijn grondwaterstanden gemeten en incidenteel zijn extra monsters genomen waarin de concentraties NO₃-N en NH₄-N in het laboratorium zijn bepaald.

In januari 1994 is een bemonstering uitgevoerd van alle grondwaterstandsbuizen, waarbij naast NO₃-N en NH₄-N tevens pH, Ec, Ca, K, totaal-P, Mg and Kjeldahl-N zijn bepaald.

SC-DLO heeft de neerslaghoeveelheden opgenomen met een zelfregistrerende regenmeter en waar nodig aangevuld met metingen van het PR.

Om de uitspoeling naar de diepere ondergrond te kunnen kwantificeren is een diepe grondwaterstandsbuis tot circa 6,5 m - mv. geplaatst.

3.3 Resultaten metingen

3.3.1 Waterafvoer via drains

De debietproportioneel gemeten drainwaterafvoer vanuit de drie percelen is weergegeven in figuur 10. Het laagste debiet wordt vanaf het relatief kleine perceel 51 afgevoerd. De metingen resulteren in afvoerdebieten uitgedrukt in m^3 water. Voor balansberekeningen heeft men veelal behoefte aan een afgevoerd debiet per eenheid van oppervlakte uitgedrukt in m^3 water per m^2 drainerend bodemoppervlakte. Om de omrekening van debiet (m^3 water) naar afvoer in m ($\text{m}^3 \text{m}^{-2}$) water te kunnen maken moet een zo nauwkeurig mogelijke schatting worden gemaakt van de drainerende oppervlaktes. Voor de percelen 51, 76 en 89 zijn de drainerende oppervlaktes in het veld geschat op resp. 1800, 3600 en 3600 m^2 . Het afgevoerde debiet per eenheid van oppervlakte is nu te berekenen door debiet en drainerend oppervlakte op elkaar te delen. De resultaten zijn weergegeven in figuur 11, waarin ter vergelijking eveneens de neerslag is gegeven. Uit deze figuur blijkt dat een redelijke schatting is gemaakt van het oppervlak dat door de drains wordt ontwaterd. Verder blijkt dat van de totale neerslag van 800 mm over de periode september 1993 tot juni 1994 ruim de helft via de drains tot afvoer te komen.

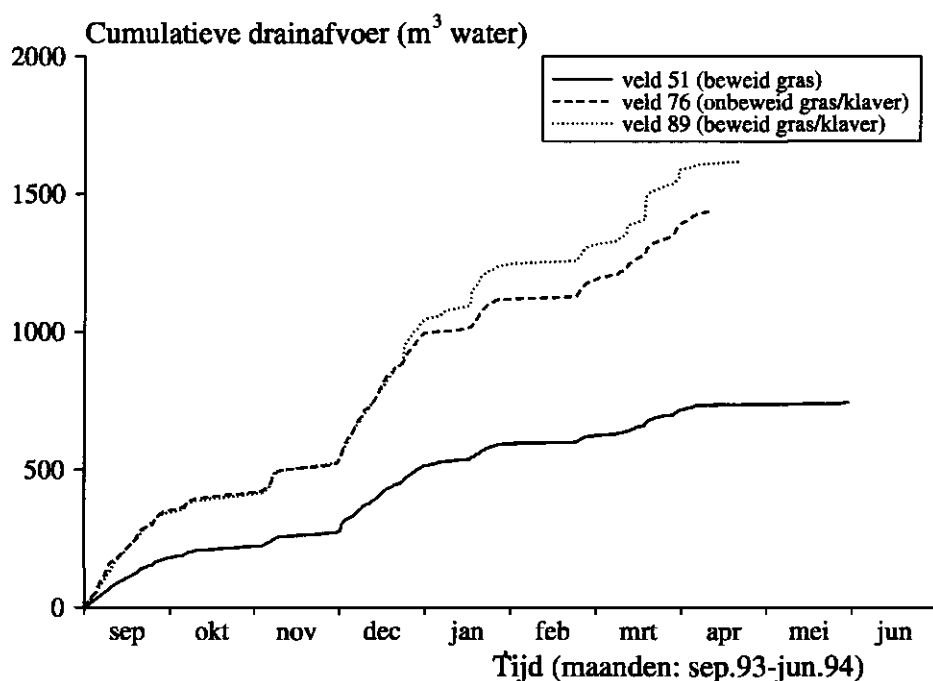


Fig. 10 Cumulatieve afvoer (m^3) van drainwater vanuit percelen met beweid gras, onbeweid gras/klover, en beweid gras/klover; meetperiode september 1993 tot juni 1994

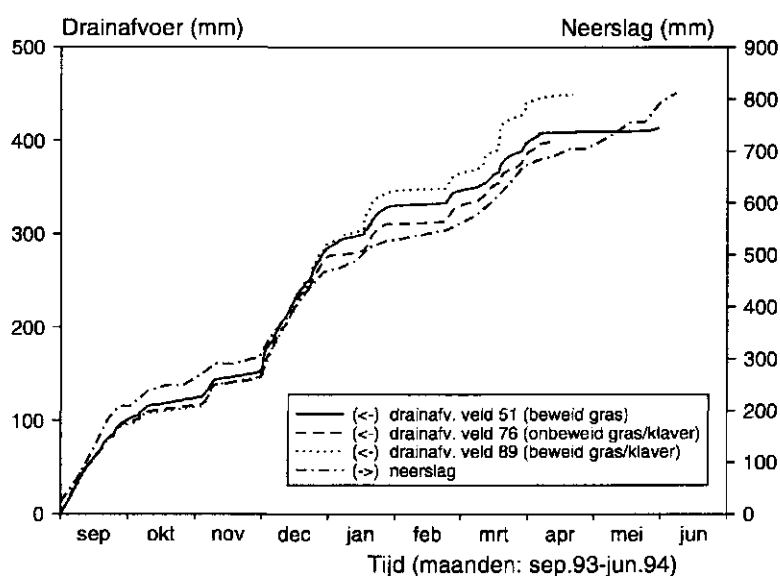


Fig. 11 Cumulatieve neerslag (mm) en drainwaterafvoer (mm) vanuit percelen met beweide gras, onbeweid gras/klover, en beweide gras/klover; meetperiode september 1993 tot juni 1994

3.3.2 Stikstofafvoer via drains

De analyse van het debietproportioneel bemonsterde drainwater resulteerde in concentratiereeksen voor de percelen 51, 76 en 89. De concentraties aan ammonium-N bleken voor alle percelen lager dan $0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. De gemeten concentraties nitraat-N varieerden tussen de $0,05$ en $7,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ (fig. 12). De gemiddeld laagste concentraties zijn gemeten in het drainwater afkomstig van het perceel onbeweid gras/klover (veld 76). De rekenkundig gemiddelde nitraatconcentraties bedroegen voor de percelen 51, 76 en 89 resp. $3,1$ en $1,1$ en $3,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$.

Op basis van de gemeten concentraties en de bijbehorende waterafvoeren zijn nitraat-afvoeren berekend (Van den Toorn et al., 1994). Uit deze berekeningen blijkt dat de cumulatieve nitraatafvoeren relatief gering en tussen de percelen onderling verschillend zijn (fig. 13).

Gedurende de onderzoeksperiode werd de hoogste nitraatafvoer van $13,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ bepaald voor het beweidde perceel met alleen grasland (veld 51). Vanuit het beweidde perceel met een mengsel gras/klover (veld 89) werd een afvoer van $10,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ nitraat-N bepaald. De laagste afvoer van $4,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ nitraat-N werd gemeten bij het onbeweidde perceel met gras/klover (perceel 76).

De bijdrage van ammonium in de totale stikstofafvoer via de drains bedroeg bij alle percelen minder dan 5%.

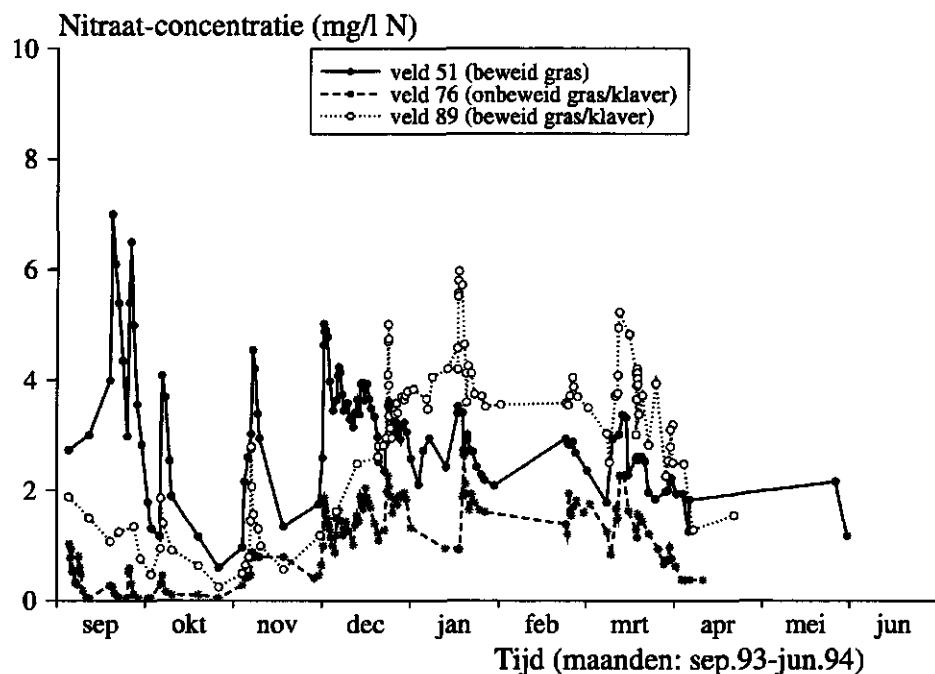


Fig. 12 Nitraatconcentratie ($\text{mg l}^{-1} \text{N}$) in het drainwater vanuit percelen met beweid gras, onbeweid gras/klover, en beweid gras/klover; meetperiode september 1993 tot juni 1994

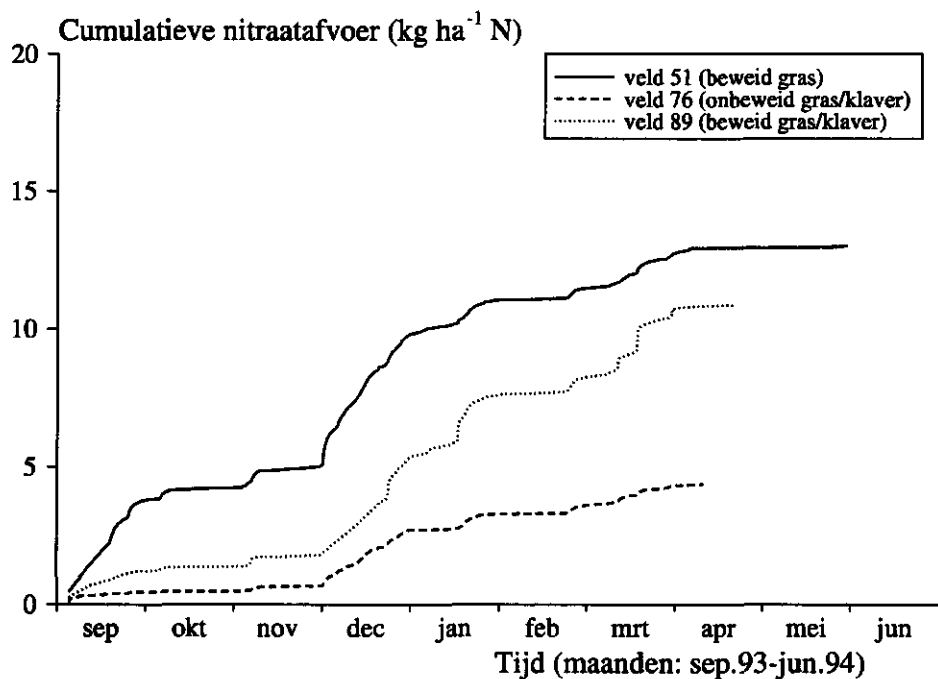


Fig. 13 Cumulatieve nitraatvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{N}$) in het drainwater vanuit percelen met beweid gras, onbeweid gras/klover, en beweid gras/klover; meetperiode september 1993 tot juni 1994

4 Gehanteerd modelinstrumentarium

Het doel van het modelonderzoek bestond uit het verbeteren en toetsen van het bestaande simulatiemodel ANIMO. Daartoe is gebruik gemaakt van een model-instrumentarium dat bestaat uit simulatiemodellen en gegevens. Voor dit project zijn de modellen SWAP en ANIMO gebruikt voor simulatie van de water- en stikstofhuishouding in de onverzadigde en verzadigde zone van de bodem. De modellen zijn getoetst met veldgegevens die in het kader van dit project zijn verzameld (Heino en Lelystad). De toets is uitgebreid door bestaande gegevens te gebruiken van oudere veldexperimenten (Cranendonck en Ruurlo). Recente en oude veldgegevens zijn gedigitaliseerd en gestandaardiseerd opgeslagen en verwerkt. Dit hoofdstuk beschrijft het gehanteerde modelinstrumentarium.

4.1 Modellen en dataverwerking

Het grootste deel van de verzamelde gegevens die gebruikt zijn in het modelonderzoek zijn opgeslagen volgens een gestandaardiseerd data-formaat (Geelen, 1994), dat is afgeleid van Kragt & Jansen, 1991).

Voor het modelonderzoek is gebruik gemaakt van het model SWAP voor de waterhuishouding en het model ANIMO voor de stikstofhuishouding. Van het model SWAP wordt in deze paragraaf een summiere beschrijving gegeven, waarna een uitgebreidere beschrijving volgt van het model ANIMO.

4.1.1 Het model SWAP

Om de waterhuishouding van het bodem-water-plant systeem te beschrijven is gebruik gemaakt van het model SWAP (Soil Water Atmosphere Plant) (Van den Broek et al., 1993), een verbeterde versie van het model SWATRE (Soil Water Actual Transpiration) (Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1978). Het model SWAP is een eendimensionaal model, gebaseerd op de wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking. De combinatie van deze vergelijkingen levert een niet-lineaire partiële differentiaalvergelijking op, de zogenaamde Richard's vergelijking. Aan deze vergelijking zijn zgn. sink termen toegevoegd voor de beschrijving van de wateropname door de plantenwortels en de laterale aan- en afvoer naar oppervlaktewatersystemen. De Richard's vergelijking wordt in SWAP numeriek opgelost volgens de eindige differentiemethode.

Alle toepassingen van SWAP binnen dit onderzoek resulteerden in een waterhuishouding waarbij de transpiratie van het gewas is gebaseerd op een uitsluitend voor water gelimiteerde potentiële gewasgroei. De waterhuishouding is steeds afzonderlijk doorgerekend en getoetst. De gegevens zijn gestandaardiseerd opgeslagen waarna met het model ANIMO de stikstofhuishouding is doorgerekend.

4.1.2 Het model ANIMO

De eerste versie van het model is ontwikkeld in 1985 door Berghuijs-Van Dijk et al. (1985). Het model bevatte aanvankelijk alleen een beschrijving van de organische stof- en de stikstof-kringloop in de bodem. In 1989 is het model uitgebreid met een beschrijving van de fosfaatkringloop. Doel van het model is de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater te berekenen van stikstof- en fosforcomponenten in verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige grondgebruik-situaties. Het model bevat in tegenstelling tot veel andere uitspoelingsmodellen geen hydrologische module. Voor de toepassing van ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern waterkwantiteitsmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling aan (agro-) hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP/SWATRE en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO (Querner & Van Bakel, 1989). Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per subgebied en per grondgebruiksvorm ingelezen. In het model ANIMO zijn de belangrijkste processen van de stikstof-, de fosfor- en de organische stof-kringloop kwantitatief beschreven. Hierna volgt een beknopte beschrijving van organische stof- en de stikstof-kringloop.

Organische-stofkringloop

In de koolstofcyclus zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit DOC;
- de uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de afsterving van wortels bij gras;
- de afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOC met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- de omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgeloste organische koolstof naar humus;
- de 'turn-over' van de humus;

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen is de definitie van verschillende verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen beschreven kunnen worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakkarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd kan tot uitdrukking worden gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces. De parametrisatie van de afbraakkarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

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

In ANIMO worden aparte opgeloste organische stoffracties onderscheiden. Dit opgelost organisch materiaal wordt relatief snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van DOC met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- de uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de toediening van organisch stikstof aan de bodem door afsterving van wortels bij gras;
- de mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- de mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van de humus;
- de aanvoer van mineraal stikstof bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de droge en de natte depositie uit de atmosfeer;
- de vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium;
- de adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase;
- de nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof;
- de denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand;
- de opname van ammonium en nitraat door het gewas.

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N-verhouding in het verse materiaal, de C/N-verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium is geformuleerd als een lineair proces, er vanuit gaande dat ammonium in de totale kationsamenstelling relatief onbelangrijk is. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraalstikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het

mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd.

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de 2 kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor anaërobie hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organische stofomzettingen.

- de invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur;
- onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogtestress. Bij pF-waarde groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor wordt tussen pF 3,2 en pF 4,2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte.
- de correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.
- De factor voor anaërobie wordt berekend in een aëratiemodule. In het model kunnen in het luchtgevulde gedeelte van de bodem verschillende vormen van anaërobie optreden: tijdelijke anaërobie in de wortelzone als gevolg van tijdelijke verzadiging bij intensieve regenval, gedeeltelijke anaërobie in situaties waarin de zuurstofvraag groter is dan de aanvoermogelijkheid in de bodemluchtfase en gehele anaërobie in de zone boven de grondwaterpiegel als de potentiële zuurstofconsumptie in de bovenliggende lagen groter is dan de aanvoercapaciteit in de gasfase. Voor de berekening van de tijdelijke anaërobie wordt de neerslagintensiteit vergeleken met de verzadigde doorlatendheid van de wortelzone. Voor de berekening partiële anaërobie wordt gebruik gemaakt van een radiaal diffusiemodel voor een enkel-poriesysteem, gecombineerd met de aanname van de stochastische verdeling (geometrisch) van luchtgevulde bodemporiën. Het resultaat van deze benadering is een anaërobie-factor die afhankelijk is van de bodemvochttoestand, de potentiële zuurstofconsumptie en de zuurstofconcentratie in de bodemlucht. De grenslaag waar volledige anaërobie begint volgt uit de berekening van verticale zuurstofdiffusie in de luchtgevulde poriën. In het verzadigde deel van de bodem is de O_2 -concentratie 0.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

Het model bevat geen voorziening voor de simulatie van organische-stofomzettingen onder zuurstofloze én nitraatloze omstandigheden.

Transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een eendimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd. De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstofhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen onderverdeeld. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren.

Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd. Bij de berekeningen is aangenomen dat in elke laag volledige menging optreedt. De transportvergelijking wordt voor elke tijdstap op analytische wijze opgelost. Hierdoor is de wiskundige oplossing altijd stabiel. Indien de tijdstap niet te groot wordt gekozen is de ruimtelijke laagindeling de voornaamste bron van mathematische dispersie. Deze bron van dispersie kan worden gecontroleerd door de laagindeling af te stemmen op de verwachte of geschatte dispersielengte.

4.2 Modelaanpassingen

4.2.1 Gewasopname en vanggewas

Na de teelt van snijmaïs blijft veel ongebruikte stikstof in de bodem achter. Door uitspoeling verdwijnt een deel van deze stikstof naar het grondwater. Met vanggewassen wordt getracht om de ongebruikte stikstof via gewasopname uit de bodem te laten opnemen gedurende najaar en winter. Veel gebruikte vanggewassen zijn ondergezaaid gras en winterrogge ingezaaid na de oogst bij snijmaïs. In het voorjaar wordt het vanggewas weer ondergefreed en komt de opgenomen stikstof weer terug in de bodem.

De transpiratie door vanggewassen is in SWAP gesimuleerd door de gewasfactoren voor de referentie gewasverdamping volgens Makkink voor het hele jaar op te geven. In SWAP zijn eveneens de bodembedekking door het gewas en de beworteling voor het hele jaar beschreven. Dit resulteerde in een gewasverdamping voor hoofdgewas en vanggewas. Door de aanwezigheid van een vanggewas werd tevens een gereduceerde bodemverdamping gesimuleerd. In ANIMO zijn de periodes met gewasopname verlengd, zodat ook tijdens de winterperiode gewasopname plaats kon vinden. De ondergefreeste vanggewassen zijn als additionele bemesting in het voorjaar aan de bovenste 20 cm van de bodem toegevoegd.

4.2.2 N-fixatie door klaver als optie in het model ANIMO

De N-fixatie van klaver is een gevolg van de symbiose tussen de wortels van klaver en bepaalde bodemorganismen (bacteriën). Deze symbiose resulteert in de vorming van wortelknolletjes waarin tijdelijk een verhoogde vastlegging van luchtstikstof in eiwitten plaatsvindt (N-fixatie).

Om de invloed van N-fixatie op de uitspoeling van stikstof te kunnen simuleren is een module aan het model ANIMO toegevoegd, waarmee de N-fixatie evenals de aanmaak van wortelknolletjes kan worden gesimuleerd.

De N-fixatie is gemodelleerd als een functie van: temperatuur, percentage klaver, pH en de N-bemesting. Overige omgevingsfactoren zijn voor de N-fixatie buiten beschouwing gebleven.

Er wordt een lineair verband verondersteld tussen potentiële N-fixatie en bodemtemperatuur. Het verloop van de potentiële N-fixatie met de tijd is vervolgens met een sinusmodel gemodelleerd. Voor de N-fixatie resulteert dit in de volgende differentiaalvergelijking:

$$\frac{dF}{dt} = F_a + F_a \cos(\omega(t-t_{opt})) \quad (1)$$

waarin:

- F = N-fixatie (kg N)
- F_a = gemiddelde N-fixatie (kg N d⁻¹)
- ω = frequentie van temperatuurgolf (rad d⁻¹)
- t = tijd (d)
- t_{opt} = tijdstip met optimale N-fixatie (d)

Hierbij is aangenomen dat gemiddelde en amplitude van de sinus gelijk zijn, hetgeen voor Nederlandse omstandigheden een redelijke aanname lijkt (gemiddelde en amplitude van circa 10°C). Door deze differentiaal-vergelijking te integreren over de tijd kan de totale N-fixatie voor een bepaalde periode worden berekend. Voor een periode T₂-T₁ resulteert dit in de volgende totale N-fixatie:

$$F_u = F_a(T_2 - T_1) + \frac{F_a}{\omega} (\sin(\omega(T_2 - t_{opt})) - \sin(\omega(T_1 - t_{opt}))) \quad (2)$$

waarin:

F_u = totale N-fixatie over periode $T_2 - T_1$ (kg N ha⁻¹)

Vergelijking (1) wordt gebruikt om de N-fixatie over twee periodes te berekenen: $T_2 - T_1$ en $t_2 - t_1$. T_1 en T_2 zijn de dagnummers waarop de N-fixatie begint en eindigt, $t_2 - t_1$ is een gesimuleerde tijdstap. De verhouding tussen de aldus verkregen F_{u1} en F_{u2} wordt gebruikt om de N-fixatie per tijdstap te berekenen als deel van de ingeschatte N-fixatie per jaar (F_{tot}). De N-fixatie per jaar is benaderd volgens Rijtema (1978) als functie van het aandeel klaver:

$$F_{tot} = 4.5 * k \quad (3)$$

waarin:

F_{tot} = totale N-fixatie (kg N ha⁻¹ jr⁻¹)

k = percentage klaver (%)

Deze formulering van de totale N-fixatie komt redelijk overeen met waarden die Breazu et al (1994) geven. Zij komen voor Roemeense omstandigheden op een gemiddelde jaarlijkse N-fixatie van 3,8 kg ha⁻¹ N per procent klaver bij bemestingsniveau's van 0-150 kg ha⁻¹ N.

Vergelijking (3) houdt in dat bij klavergehaltes van 20, 40, 60 en 80 %, N-fixaties worden berekend van respectievelijk 90, 180, 270 en 360 kg ha⁻¹ N.

De N-fixatie per tijdstap wordt berekend als:

$$F_{t1-t2} = F_{tot} * r \quad (4)$$

waarin:

F_{t1-t2} = N-fixatie over simulatie-periode $t_2 - t_1$ (kg N ha⁻¹)

r = ratio tussen F_{tot} en F_{t1-t2} (-)

Figuur 14 geeft een tijdverloop van de gesimuleerde cumulatieve N-fixatie bij verschillende klaveraandelen indien wordt aangenomen dat de N-fixatie plaatsvindt tussen 1 april en 1 oktober.

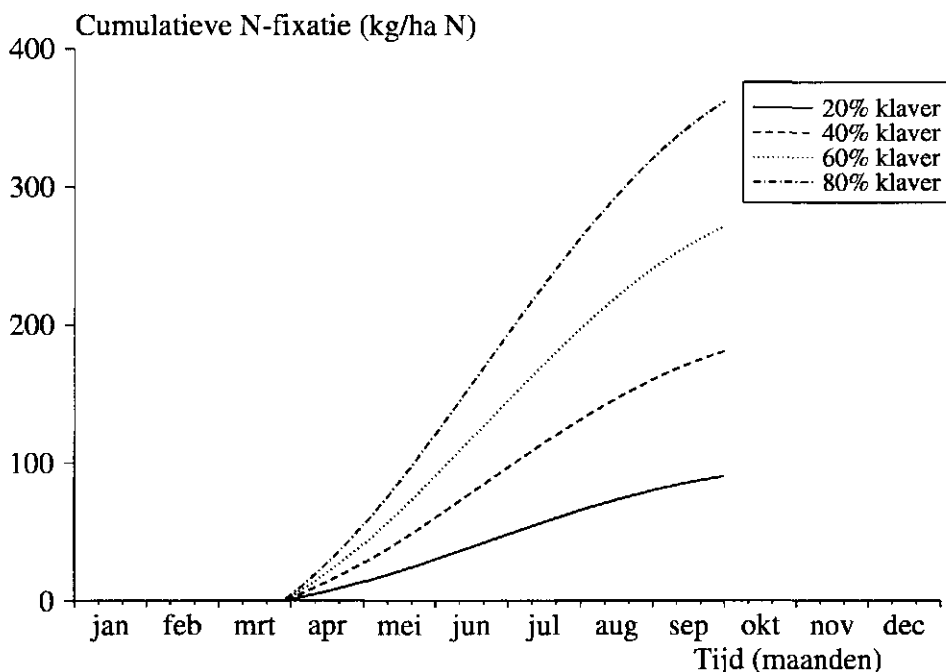


Fig. 14 Cumulatieve N-fixatie ($\text{kg ha}^{-1}\text{N}$) als functie van de tijd bij verschillende klaverbezettingen

Vervolgens wordt de N-fixatie gecorrigeerd voor pH en N-bemesting. Voor de pH-reductie wordt gebruik gemaakt van dezelfde pH-reductie die in ANIMO voor de omzetting van organische stof wordt gehanteerd (fig. 15). Voor de N-bemesting is een geknikte lineaire relatie (fig. 16) afgeleid van gegevens van Janssen (1992), waarbij de N-fixatie sterker wordt gereduceerd naarmate de N-gift toeneemt. Bij N-giften boven de $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ wordt verondersteld dat er geen N-fixatie meer plaatsvindt. Bij dergelijk hoge N-giften zullen bacteriën de voorkeur geven aan de makkelijk beschikbare N uit mest in plaats van N te binden uit de lucht.

De aldus berekende N-fixatie wordt per tijdstap in het model ANIMO opgenomen in de vorm van wortelmateriaal met een bepaald N-gehalte. Dit betekent dat er organische stof wordt gevormd die in de loop van de simulatieperiode wordt afgebroken. N-gehalte en afbraaksnelheid worden apart ingevoerd. Voorlopig zijn dezelfde waarden aangehouden als voor het grasland-wortelmateriaal.

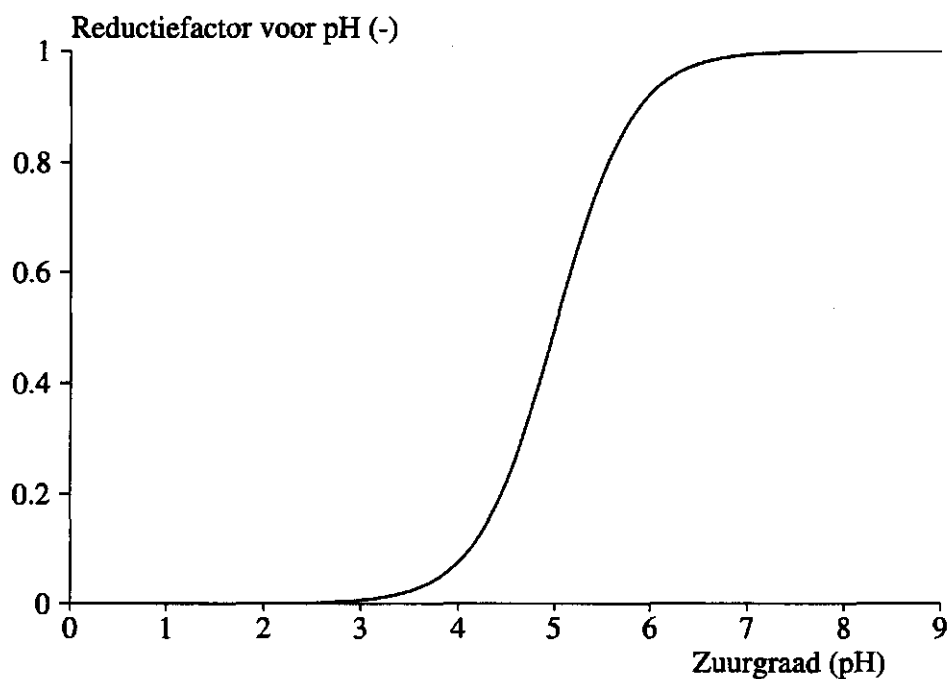


Fig. 15 Reductiefactor (-) voor N-fixatie als functie van de zuurgraad

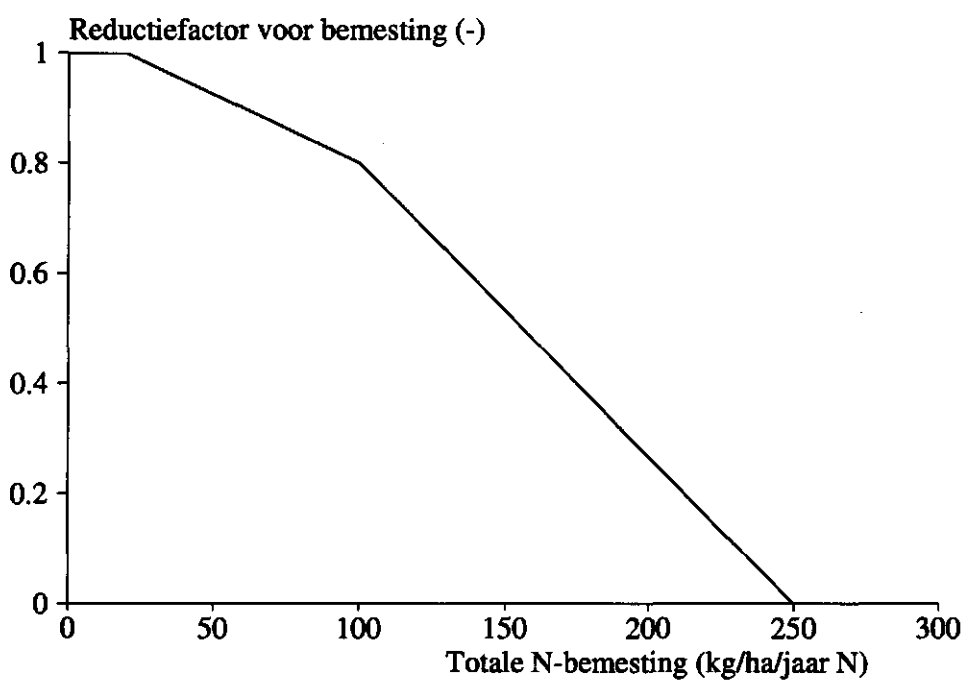


Fig. 16 Reductiefactor (-) voor N-fixatie als functie van de totale N-bemesting

4.2.3 Preferente uitspoeling via krimpscheuren

Bij krimpende bodems neemt het volume van de bodemmatrix af naarmate de bodem uitdroogt ten opzichte van verzadiging. Deze volumeafname uit zich in drie richtingen. In het verticale vlak resulteert de volume afname in zakkings. In het horizontale vlak leidt volume afname van de bodemmatrix tot scheuren van de grond. Naarmate de uitdroging vordert zal het scheurvolumen toenemen. Ook het oppervlakte van de scheuren aan maaiveld neemt toe. In principe reiken de krimpscheuren niet verder dan het niveau van de grondwaterstand.

Bij een niet-krimpende (rigide) bodem verplaatst het neerslagoverschot zich na infiltratie vanaf het maaiveld via de bodemmatrix naar het grondwater. Bij een krimpende bodem treedt dit proces van infiltratie en transport door de onverzadigde bodemmatrix eveneens op, maar is daarnaast een andere transportroute van belang: versnelde uitspoeling via krimpscheuren. Dit heeft gevolgen voor de uitspoeling van stoffen, welke bij een krimpende bodem veel sneller het grondwater kunnen bereiken door dit proces (fig. 17a). Eveneens kan een versnelde uitspoeling naar diepere bodemlagen optreden (fig. 17b). Daarnaast vormen krimpscheuren een netwerk dat in contact kan staan met open drainage systemen (sloten, e.d.) waardoor stoffen versneld kunnen uitspoelen naar het oppervlaktewater (fig. 17c). Contact van scheuren met gesloten drainagesystemen (drainbuizen) kan leiden tot versnelde afvoer via een netwerk van scheuren en via rechtstreeks contact van een drainbuis met krimpscheuren (fig. 17d).

Indien krimpgedrag van belang is dan heeft dit consequenties voor de modellering van het gedrag van water en stoffen. Om het krimpgedrag in het model ANIMO uit te testen is een koppeling met het hydrologische model FLOCR geoperationaliseerd, een model waarin de invloed van krimpgedrag op vochttransport is beschreven.

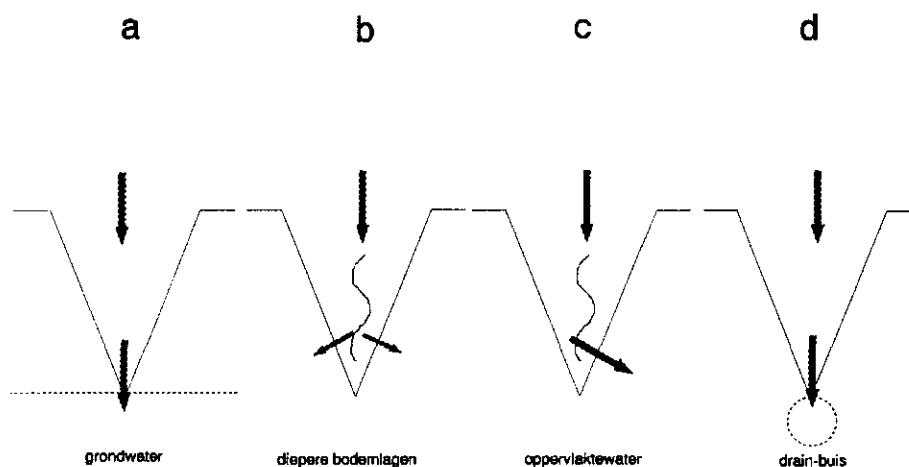


Fig. 17 Schematisering van transportroutes in krimpscheuren

FLOCR

Het computermodel FLOCR (Oostindie en Bronswijk, 1992) is een eendimensionaal hydrologisch model voor het dynamisch simuleren van de stroming van water door een onverzadigde zone en voor het simuleren van de waterbalans onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar en infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen. Het model houdt rekening met zwellen en krimpen van de bodem, en de scheuren die daarbij ontstaan. Hierdoor kan drainage via krimpscheuren worden berekend, ten behoeve van de berekening van de uitspoeling van stikstof via krimpscheuren.

Bij FLOCR valt een deel van de neerslag direct in de scheuren en een deel op de bodemmatrix. Bij deze verdeling wordt de ratio scheuroppervlakte en matrixoppervlakte aan maaiveld gebruikt. FLOCR levert een complete waterbalans inclusief scheuren welke rechtstreeks gebruikt kan worden als invoer voor het model ANIMO.

ANIMO

In ANIMO worden vervolgens aan de inkomende waterfluxen stofvrachten gekoppeld. Aangezien het een dynamische simulatie betreft, gebeurt dit voor verscheidene tijdstappen. Voor elke gesimuleerde tijdstap zijn de volgende processen gemodelleerd:

- Aan het begin van een tijdstap bevindt zich een hoeveelheid water en stof in de scheuren. De initiële concentratie (c_0) kan wijzigen door atmosferische depositie van neerslagwater met een stikstofconcentratie en door infiltratie van stoffen via dierlijke mest, kunstmest en droge atmosferische depositie. Dit water met bijbehorende stoffen dringt de scheuren binnen (fig. 18a);
- Gedurende de tijdstap vermengen binnengedrongen water en stoffen zich. Er vindt afvoer plaats via infiltratie vanuit de scheuren naar diepere bodemlagen en water en stoffen kunnen worden afgevoerd via drainage naar het oppervlakte water systeem (fig. 18b);
- Aan het eind van een tijdstap resteert een bepaalde berging aan water en stoffen in de scheuren, waardoor een bepaalde concentratie (c_1) is ontstaan (fig. 18c).

Bovengenoemd concept is toegepast door Hendriks (1993) voor berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden. Hieruit bleek dat naast het snelle transport naar grond- en oppervlaktewater een ander proces van belang is. Een krimpende matrix blijft vochtiger dan een rigide (bij vergelijkbare vochtspanning); dit heeft belangrijke gevolgen voor de zuurstofhuishouding. Enerzijds kan door de krimpscheuren dieper transport van zuurstof in het bodemprofiel optreden. Anderzijds blijft de matrix zelf natter, waardoor zuurstoftransport sterk wordt geremd ten opzichte van een rigide matrix. Dit heeft een effect op alle processen die samenhangen met zuurstoftransport. Afbraak, mineralisatie en nitrificatie worden overschat en denitrificatie wordt zonder het modelleren van krimpscheuren onderschat. Een voorbeeld van het belang van dit proces toont fig. 19. In deze figuur wordt voor een extensief bemest perceel in het veenweidegebied Wormer, Jisp en Nek de nitraatconcentratie op 20 cm diepte gesimuleerd met ANIMO op basis van de hydrologie van WATBAL (fig. 19a) en FLOCR (fig. 19b). De enige verschillen tussen deze modelberekeningen zijn, dat WATBAL geen rekening houdt

met een krimpende matrix en FLOCR wel. De WATBAL-berekeningen resulteren in een overschatting van de gemeten waarden tot een factor 400, terwijl de FLOCR-berekeningen een redelijke overeenkomst vertonen.

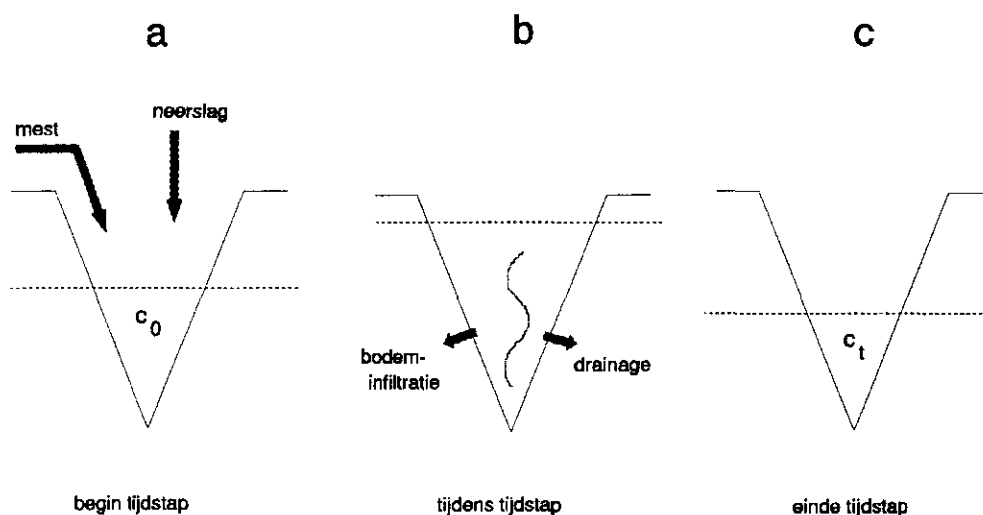


Fig. 18 Schematisering van water- en stoftransport in scheuren voor een gesimuleerde tijdstap in het model ANIMO

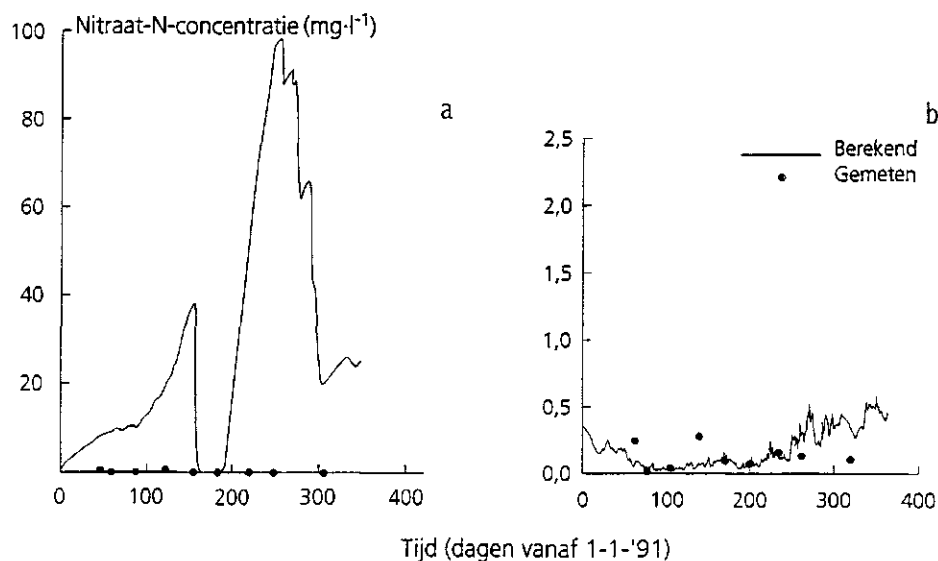


Fig. 19 Nitraatconcentraties (mg/l N) als functie van de tijd; gemeten en gesimuleerd met het model ANIMO op basis van een hydrologie gesimuleerd met WATBAL (a) en FLOCR (b). Let op schaalverschil!

5 Toetsing van het model ANIMO

5.1 Inleiding

De toetsing van het model ANIMO is uitgevoerd door gemeten en berekende waarden te vergelijken voor het oppervlaktewater en het bodem-water-plantsysteem.

De toetsing van het bodem-water-plant systeem is uitgevoerd door gemeten en berekende waarden van de processen nitraatuitspoeling, gewasopname en bergingsverandering te vergelijken. Hierbij is gebruik gemaakt van veldgegevens van drie proeven uitgevoerd op Regionale Onderzoeks-Centra in Ruurlo, Heino en Cranendonck. De veldgegevens van Heino zijn verzameld in het kader van dit project (zie hoofdstuk 2), de overige veldgegevens zijn van oudere datum en in het kader van dit project gestandaardiseerd opgeslagen. Het betreft proeven waarbij water- en stikstofstromen zijn gemeten bij verschillende bemestingsniveaus. Alle proeven zijn uitgevoerd gedurende een reeks van jaren: in Cranendonck 9 jaar, in Ruurlo en Heino zes jaar. Kenmerken van de drie proeven zijn samengevat in tabel 5. Varianten zijn daarbij onderling verschillend in bemestingstoestand. Voor elke variant geldt dat is getoetst met een reeks van jaren die overeenkomt met de meetreeks.

Tabel 5 Per locatie de kenmerken van de meerjarige veldproeven gebruikt voor de toetsing van ANIMO 3.5

Locatie	Bodemtype/ textuur	Gewassoort	Grondwater- stand (m - mv.)	Kunstmestgift (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹ N)	Dierlijke mestgift (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹ N)	Aantal varianten
Cranen- donck	beekeerd op lemig zand	snijmaïs	0,6-2,0	0	200-1700	6
Ruurlo	beekeerd op lemig zand	grasland	0,2-1,7	0-160	0-400	8
Heino	velpodzol op zand	snijmaïs ¹	0,5-1,6	20-140	180	9

¹ snijmaïs met en zonder vanggewas

Voor de toets voor het bodem-water-plantsysteem is een vergelijking gemaakt tussen gemeten en berekende waarden van:

- NO₃-N-concentraties in het bodemvocht op 1 m - mv. onttrokken via poreuze keramische cups;
- netto stikstofopname gewas (de stikstof in het geoogste deel van het gewas);
- voorraad minerale stikstof in bodem en bodemvocht.

Bij de vergelijking is gebruik gemaakt van grafieken en statistische criteria (aanhangel A).

Om te komen tot een uniforme toets van het model ANIMO zijn meetgegevens en simulatiemodellen op uniforme wijze opgeslagen. De meetgegevens zijn opgeslagen volgens een standaardformaat (Geelen, 1995). De simulaties zijn uitgevoerd met de simulatiemodellen SWAP93 (Belmans et al., 1983, Feddes et al., 1978, van den Broek

et al., 1994) voor de waterhuishouding en ANIMO-versie 3.5 (Rijtema et al. in prep. Kroes, 1995a) voor de stikstofhuishouding. De modellen zijn opgenomen in een versiebeheerssysteem (Randen et al., 1994).

Per locatie zijn de waterhuishouding en de stikstofhuishouding apart doorgerekend. De simulaties voor de stikstofhuishouding zijn uitgevoerd in twee stappen: eerst is gekalibreerd op één veld (variant), waarna de overige varianten zijn gebruikt als validatiemateriaal. Tijdens de kalibratie bestond de mogelijkheid om alle invoerparameters te variëren, m.u.v. procesparameters (denitrificatiesnelheden e.d.). Tijdens de validatiefase is de invoer gelijk gehouden aan de invoer bij de kalibratiefase, m.u.v. variaties in waterhuishouding en bemesting.

De toets voor het oppervlaktewater is uitgevoerd met gegevens die tijdens dit project zijn verzameld (zie hoofdstuk 3). Deze toets is uitgevoerd met de modellen SWAP93 voor de waterhuishouding en ANIMO versie 3.4.2 voor de stikstofhuishouding.

5.2 Snijmaïs en vanggewassen op zandgrond (Heino)

De veldgegevens zijn verzameld in de periode 1988-1994 en gedocumenteerd door Schröder et al. (1992) en Van Dijk et al. (1995).

5.2.1 Waterhuishouding

De gemeten grondwaterstanden zijn als onderrandvoorwaarde voor de simulaties met SWAP gebruikt. Bodemfysische eigenschappen zijn gemeten of afgeleid uit metingen van de waterretentiekaracteristieken voor drie onderscheiden horizonten. Tot pF-waarde 2,7 (500 cm drukhoogte) zijn de curven gemiddelden van de metingen. Daarboven zijn waarden van standaardcurven (Krabbenborg et al., 1983) toegevoegd om de curven compleet te maken.

De waterhuishouding is voor drie situaties doorgerekend: i) snijmaïs zonder vanggewas, ii) snijmaïs met vanggewas gras, iii) snijmaïs met vanggewas rogge. Voor de toets van de hydrologische simulaties met SWAP is gebruik gemaakt van enkele metingen van de drukhoogte op 15 cm - mv. De gemeten en gesimuleerde drukhoogten bij de behandelingen 'braak' zijn weergegeven in figuur 20 en komen goed overeen.

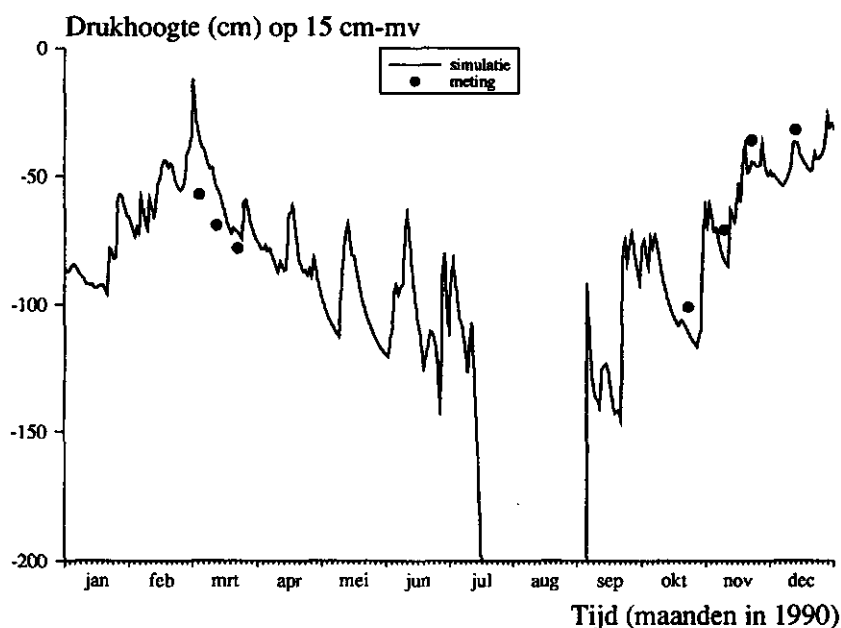


Fig. 20 Gemeten en gesimuleerde drukhoogte (cm) op 15 cm - mv. bij snijmaïs zonder vanggewas in het jaar 1990 in Heino

5.2.2 Stikstofhuishouding

Bij de snijmaïsproef met vanggewassen in Heino is een vergelijking gemaakt tussen gesimuleerde en gemeten waarden voor:

- nitraatconcentraties op 1 m - mv. (nitraatuitspoeling);
- netto-stikstofopname snijmaïs (de stikstof in het geoogste deel van het gewas);
- voorraad minerale stikstof in de laag 0-60 cm - mv.

De simulaties zijn gekalibreerd voor de teelt van snijmaïs zonder vanggewas met N-bemesting van circa $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, waarna de overige varianten zijn gebruikt als validatie-set.

5.2.2.1 Kalibratie

De simulaties voor de stikstofhuishouding van de vanggewassen zijn gekalibreerd op de behandeling 'braak met N2', d.w.z. geen vanggewas en een stikstofbemestingsniveau van circa 180 kg/ha N . De resultaten zijn verkregen na variaties in de zuurstofdiffusieparameters en het vergroten van de afbreekbaarheid van de organische stof in de ondergrond.

De resultaten van de kalibratie zijn in figuur 21 samengevat. Het gesimuleerde verloop van de minerale N-voorraad in de laag van 0 - 60 cm - mv. (fig. 21a) volgt de gemeten waarden redelijk, maar mist de pieken die in de zomer van de eerste vier jaren is gemeten. De gesimuleerde nitraatconcentraties op 1 m - mv. (fig. 21b) zijn in de winter lager dan de gemeten waarden, het gemiddelde verloop is echter redelijk.

De netto N-opname van de snijmaïs (fig. 21c) vertoont een redelijke overeenkomst tussen gemeten en gesimuleerde waarden. Alleen tijdens het laatste natte jaar 1993 blijft de gesimuleerde opname achter ten opzichte van de gemeten opname.

Uit de statistische evaluatie (aanhangsel A, tabellen A2 t/m A4, bN2) blijkt dat de gemiddelde procentuele afwijking (RMSE) voor N-mineraal, nitraat-N op 1 m - mv. en N-opname respectievelijk 33%, 65% en 12% bedraagt. De verhouding in de spreiding (CD) is bij N-mineraal en N-opname ongunstiger dan bij nitraat-N. De verhouding tussen gemeten en berekende waarden (CRM) is goed en bedraagt voor N-mineraal, nitraat-N op 1 m - mv. en N-opname respectievelijk 0,03, 0,09 en 0,03. Dit betekent voor de gemiddelde nitraatconcentraties op 1 m - mv. dat de simulatie-resultaten de gemeten waarden met maximaal 9% onderschatten.

5.2.2.2 Validatie

Vervolgens zijn de overige acht varianten gebruikt als validatie-set. Dit is gedaan door het selecteren van de corresponderende waterhuishouding (verschillende vanggewassen), gewasparameters en bemesting.

Een samenvatting van de resultaten is gegeven in figuur 22, waarin de resultaten zijn weergegeven als gemiddelde over de hele meetperiode. Voor N-mineraal en nitraat-uitspoeling is de vergelijking tussen simulatie en meting gebaseerd op de tijdstippen waarop de metingen zijn uitgevoerd. De gesimuleerde en gemeten netto gewasopname van de snijmaïs is voor elk kalenderjaar vergeleken en vervolgens gemiddeld.

Uit figuur 22 blijkt dat de simulaties voor N-mineraal en voor de netto N-opname de metingen bij lagere waarden enigszins onderschatten en dat bij hogere waarden de metingen worden overschat. De gemiddelde nitraatconcentraties vertonen een goede overeenkomst.

De statistische evaluatie (aanhangsel A, tabellen A2, A3 en A4) is toegepast op alle meetwaarden. Uit de grafische en statistische evaluatie blijkt dat de gesimuleerde en gemeten N-mineraal, nitraatconcentraties en netto N-opname een redelijk goede overeenkomst vertonen. De gesimuleerde N-mineraal overschat bij hoge bemestingsniveaus de meting (CRM negatief) en bij lage bemestingsniveaus treedt een geringe onderschatting op; in beide gevallen van circa 25%. Ook de netto N-opname van de snijmaïs wordt bij hogere bemestingsniveaus enigszins overschat en bij lagere bemesting onderschat de simulatie de meting enigszins. De gesimuleerde nitraatconcentraties vertonen de grootste uitschieters bij braak N5 en rogge N5, waar de simulaties de metingen met respectievelijk 15% onderschatten en 28% overschatten.

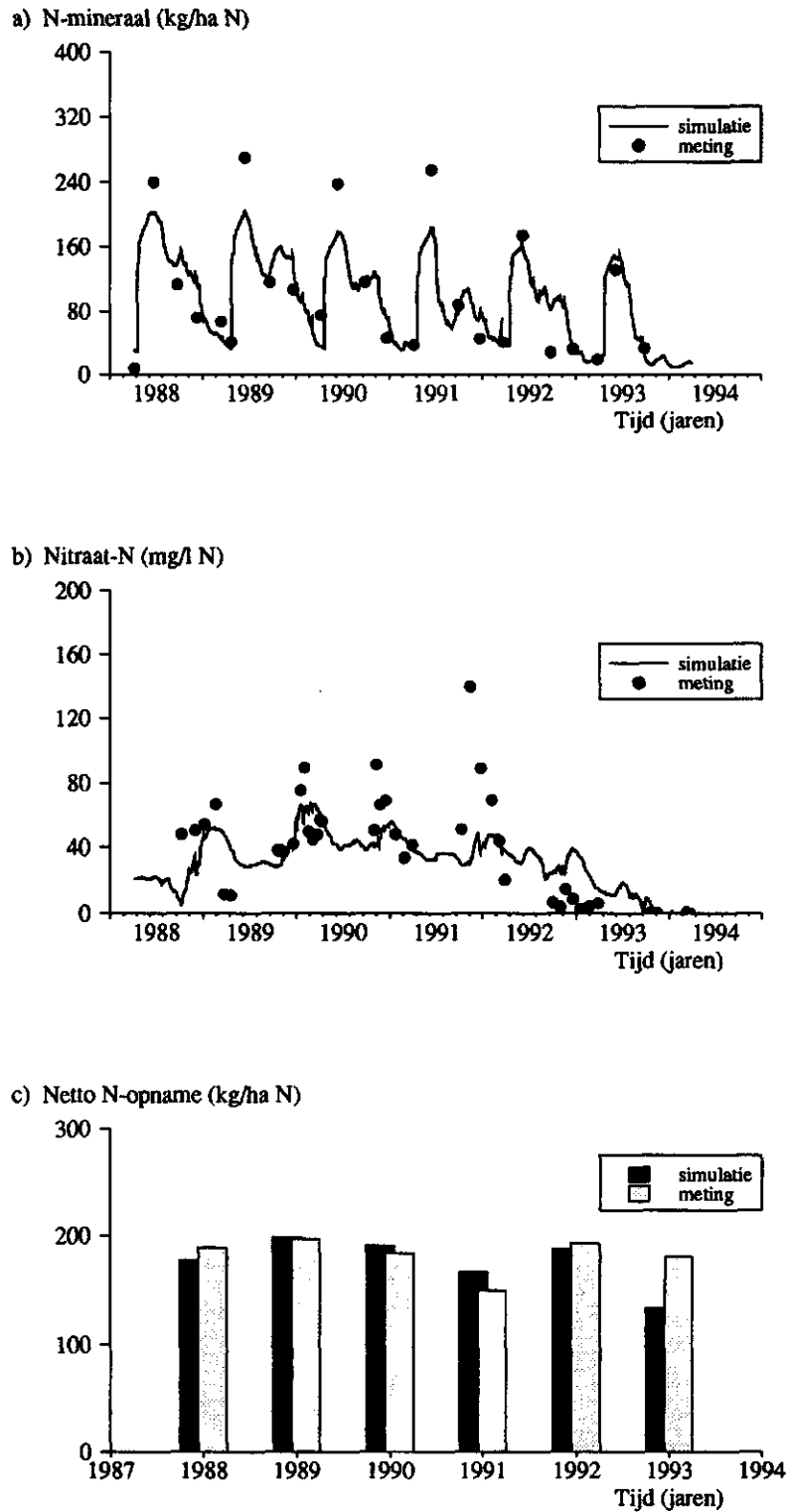
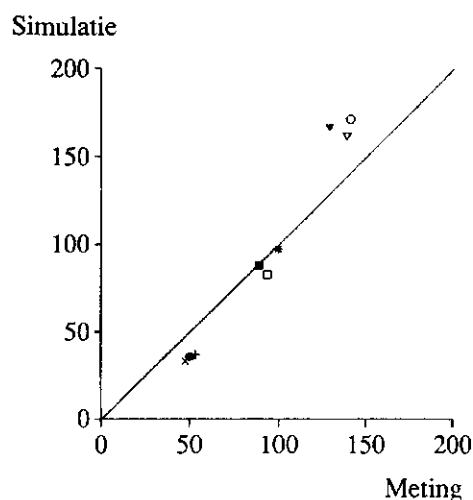
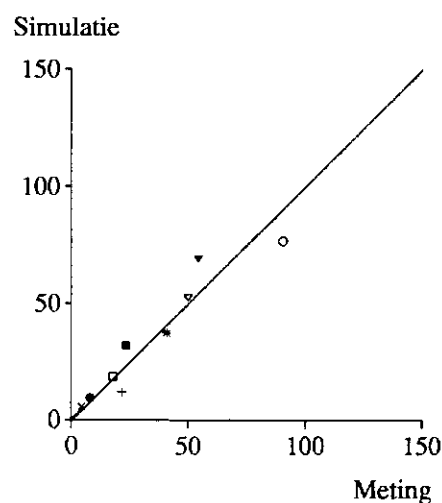


Fig. 21 Kalibratie Heino: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraat-concentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) over de periode 1988-1994 in Heino bij snijmaïs met behandeling braak en een N-bemesting van circa 180 kg/ha N

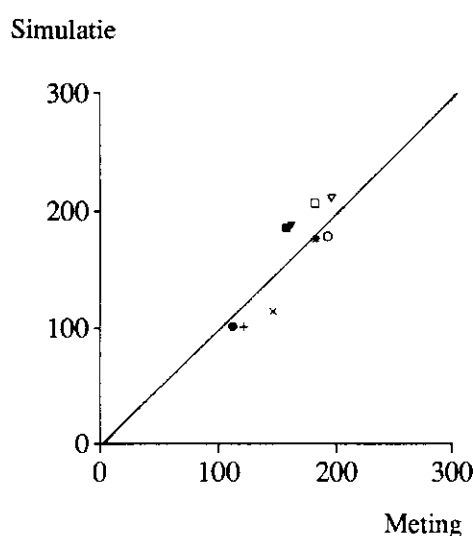
a) N-mineraal (kg/ha N)



b) Nitraat-concentratie (mg/l N)



c) Netto N-opname snijmais (kg/ha N)



Heino: snijmais/vanggewas

Legenda: vanggewas en N-gift

+	braak: 20N
*	braak: 200N
○	braak: 320N
×	gras: 20N
□	gras: 200N
▽	gras: 320N
●	rogge: 20N
■	rogge: 200N
▼	rogge: 320N

Fig. 22 Validatie Heino: gesimuleerde waarde als functie van gemeten gemiddelde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) in Heino bij snijmaïs met behandeling braak, vanggewas gras, vanggewas rogge en verschillende bemestingstrappen

5.3 Snijmaïs op een beekeerdgrond (Cranendonck)

De veldgegevens zijn verzameld in de periode 1974-1982 en gedocumenteerd door PAGV (1985) en Oosterom en Steenvoorden (1984). Een uitgebreid verslag van de simulatieresultaten met SWAP en ANIMO3.5 geven Geelen en Kroes (1995).

5.3.1 Waterhuishouding

De gemeten grondwaterstand is opgelegd als onderrandvoorwaarde. Overige gegevens om de waterhuishouding te toetsen ontbreken.

Het verloop van de berekende volume fracties bodemvocht als functie van de tijd en de diepte in het bodemprofiel is weergegeven in figuur 23. In deze figuur is eveneens het verloop van de grondwaterstand gegeven. De grondwaterstand is twee maal diep wegzakt: in 1976 door de droogte en in 1981 door een tijdelijke bronbemaling.

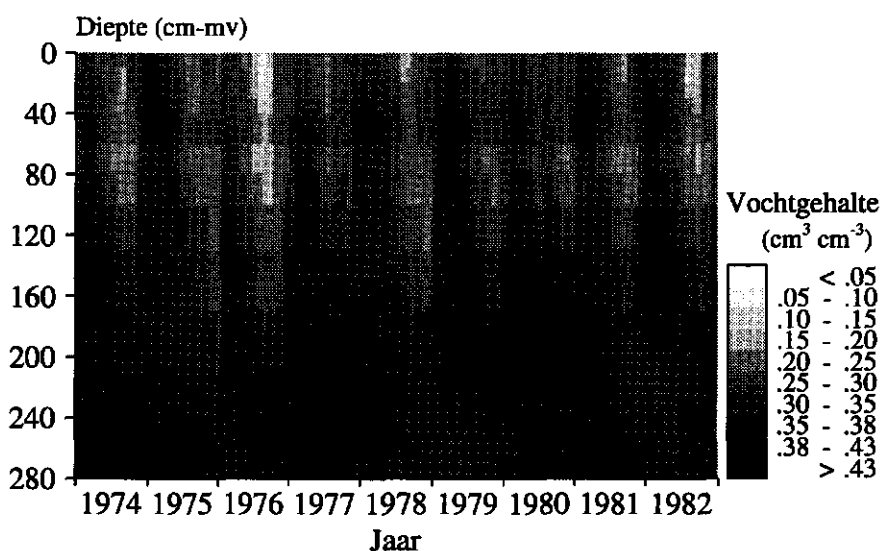


Fig. 23 Gesimuleerde volumefracties vocht ($m^3 m^{-3}$) bij snijmaïs in Cranendonck; periode 1974-1982

5.3.2 Stikstofhuishouding

Bij de snijmaïsproef met hoge giften runderdrijfmest (rdm) in Cranendonck is een vergelijking gemaakt tussen gesimuleerde en gemeten waarden voor:

- nitraatconcentraties op 1 m - mv. (nitraatuitspoeling);
- netto stikstofopname snijmaïs (de stikstof in het geoogste deel van het gewas);
- voorraad minerale stikstof in de laag 0-60 cm - mv.

De simulaties zijn gekalibreerd voor de teelt van snijmaïs met een runderdrijfmestgift van 250 ton per ha, waarna de overige varianten zijn gebruikt als validatie-set.

5.3.2.1 Kalibratie

De kalibratie is gebaseerd op veranderingen in de twee constanten die de zuurstofdiffusie bepalen. De zuurstofdiffusie heeft grote invloed op allerlei processen in het model. Bakker et al. (1987) hebben voor verschillende gronden relaties bepaald tussen

de volumefractie gas en de zuurstofdiffusiecoëfficiënt. Deze relaties worden beschreven met twee constanten. De combinatie diffusie-parameters met de beste 'fit' is ook voor de andere veldjes toegepast. De kalibratie is uitgevoerd voor het proefveld met een gift van 250 ton runderdrijfmest oftewel circa 1300 kg N per ha per jaar (proefveld 16). De resultaten van de kalibratie zijn weergegeven in figuur 24 en in de tabellen A5 t/m A7 van aanhangsel A. Hoewel het globale verloop van de gesimuleerde N-mineraal goed overeen lijkt te komen met de waarnemingen (fig. 24) blijkt uit de statistische vergelijking dat er een grote maximale afwijking (126 kg ha⁻¹ N) voorkomt en dat er een gemiddelde onderschatting is van 31%. Ondanks de relatief slechte resultaten voor de minerale N-voorraad worden de nitraatconcentraties redelijk goed gesimuleerd: een gemiddelde onderschatting van slechts 1%. De lage waarde voor de 'coefficient of determination' geeft aan dat de spreiding in de simulatieresultaten groter is dan de spreiding in de meetwaarden, hetgeen eveneens blijkt uit figuur 24b. Uit de resultaten blijkt eveneens een goede simulatie van de netto N-opname: geringe procentuele afwijkingen van 16,5% en slechts 5% overschatting (fig. 24c en tabel A7, aanhangsel A).

5.3.2.2 Validatie

De resultaten van de validatie zijn weergegeven in figuur 25 en in de tabellen A5 t/m A6 van aanhangsel A. Uit de grafische en statistische analyse blijkt dat de voorraad minerale N in de simulaties wordt overschat ten opzichte van de metingen (CRM is negatief). De nitraatconcentraties worden bij de lage rdm-giften overschat. Dat de gemeten en berekende concentraties, niet in alle gevallen met elkaar overeenstemmen, kan verklaard worden doordat de waterhuishouding op elk van de percelen identiek is verondersteld en deze in werkelijkheid verschillend zal zijn. Er zijn echter te weinig veldgegevens om hier meer detail in aan te brengen. De netto N-opname wordt goed gesimuleerd: procentuele afwijkingen zijn gering en de maximale overschatting bedraagt 10%.

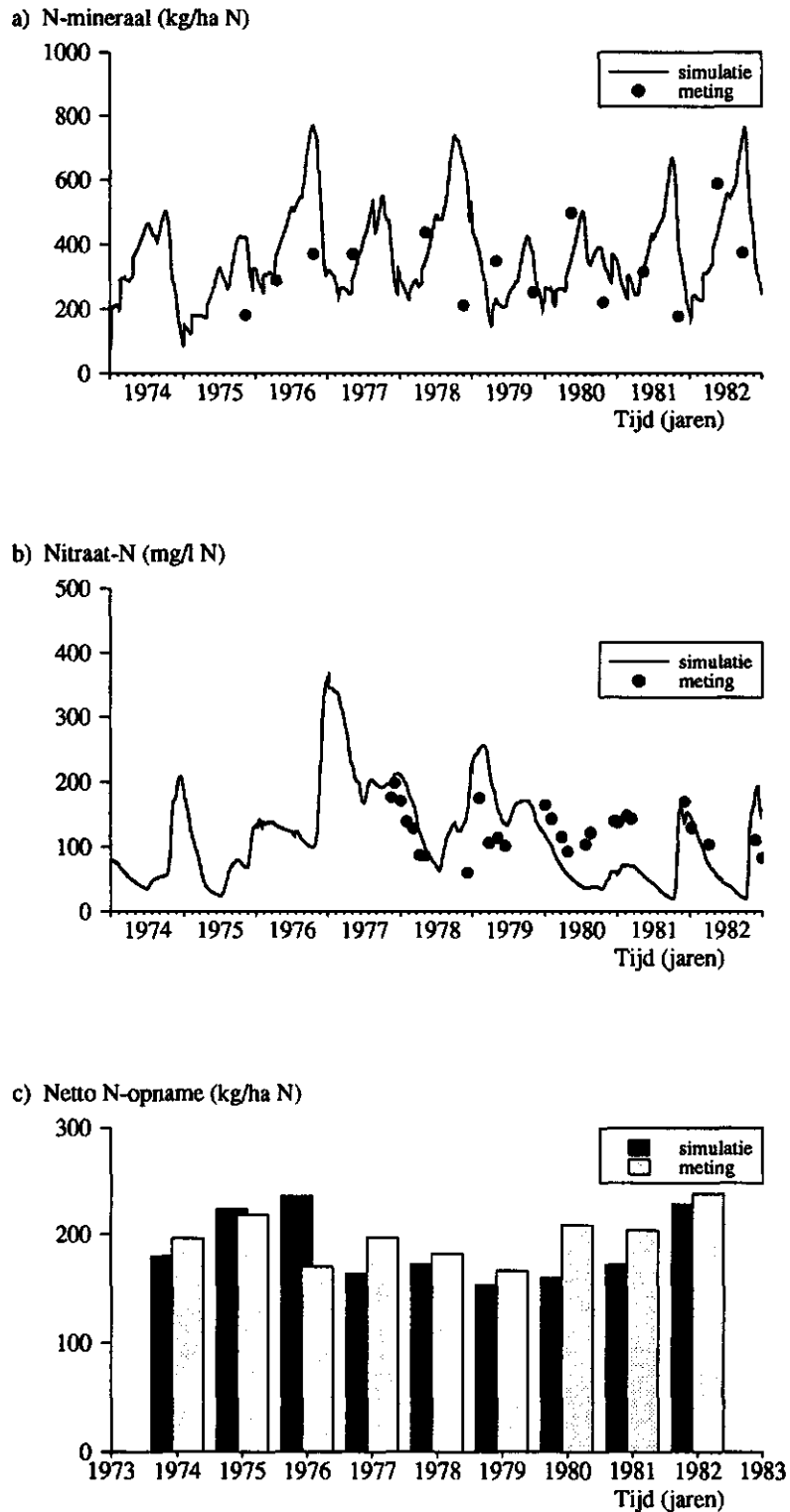
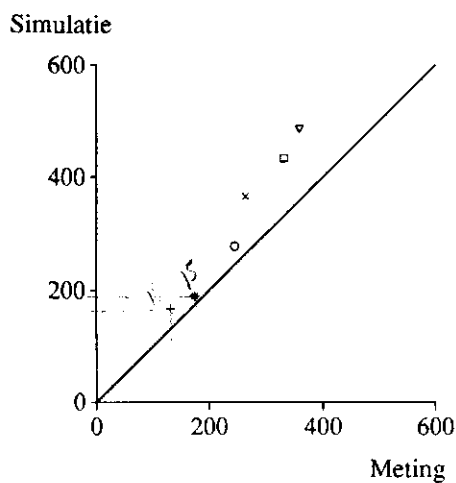
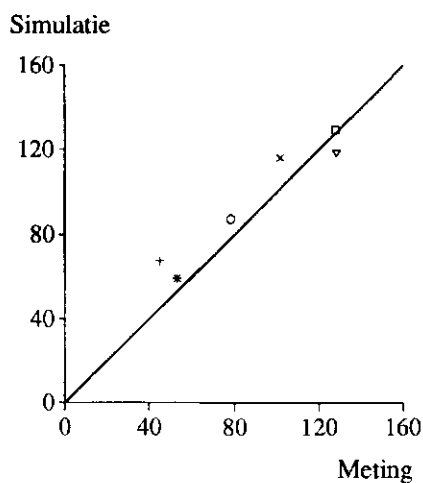


Fig. 24 Kalibratie Cranendonck: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) over de periode 1988-1994 in Cranendonck runderdrijfmestgift van circa 250 ton/ha

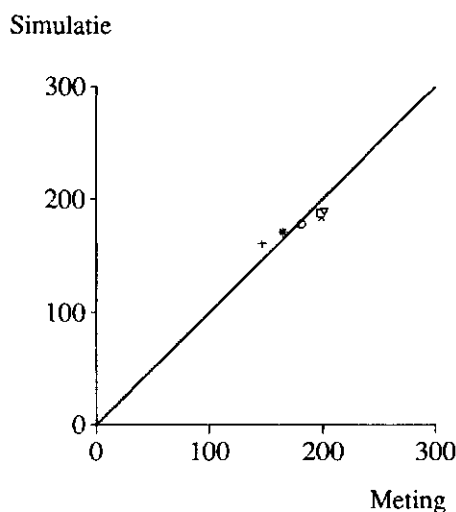
a) N-mineraal (kg/ha N)



b) Nitraat-concentratie (mg/l N)



c) Netto N-opname (kg/ha N)



Cranendonck: snijmais

Legenda: rdm- (ton) en N-gift (kg/ha)

+	50ton: 250N
*	100ton: 500N
o	150ton: 750N
x	200ton: 1000N
□	250ton: 1250N
▽	300ton: 1500N
—	simulatie=meting

Fig. 25 Validatie Cranendonck: gesimuleerde waarden als functie van gemeten gemiddelde N-mineraal 0-60 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en netto N-opname (c) in Cranendonck bij snijmais met verschillende runderdrijfmestgiftten

5.4 Grasland op zandgrond (Ruurlo)

5.4.1 Inleiding

De veldgegevens zijn verzameld in de periode 1980-1984 en uitgebreid gedocumenteerd door Fonck (1982a, 1982b, 1986a, 1986b, 1986c) en door Wadman en Sluysmans (1992).

De waterhuishouding is gesimuleerd met SWAP waarbij dezelfde resultaten zijn verkregen als in eerdere studies (Jansen, 1991).

5.4.2 Stikstofhuishouding

Voor de toets van ANIMO met de graslandmetingen van Ruurlo is een vergelijking gemaakt tussen gesimuleerde en gemeten waarden voor:

- nitraatconcentraties op 1 m - mv. (nitraatuitspoeling);
- stikstofopname door de bovengrondse delen;
- voorraad minerale stikstof in de laag 0-50 cm - mv.

De toets is uitgevoerd met ANIMO versie 3.5.2, een versie-tak die van ANIMO 3.5 verschilt in gewasopname van grasland. De simulaties zijn gekalibreerd met meetgegevens van het veld dat een mestgift van $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ kreeg toegediend. De overige varianten (velden met verschillende mestniveaus en toedieningstechnieken) zijn gebruikt als validatie-set.

5.4.2.1 Kalibratie

De simulaties voor de stikstofhuishouding van grasland zijn gekalibreerd op het veld dat een totale mestgift van $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ in de vorm van dierlijke mest en kunstmest kreeg toegediend:

- 80 ton ha^{-1} runderdrijfmestgift geïnjecteerd (circa 400 kg ha^{-1} totaal N);
- kunstmestgift van $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$.

De belangrijkste wijziging die tijdens de kalibratiefase is aangebracht is het vergroten van de afbreekbaarheid van de organische stof in de ondergrond. De resultaten van de kalibratie zijn weergegeven in figuur 26 en in de tabellen A8 t/m A10 van aanhangsel A. Uit deze resultaten blijkt dat, ondanks een grote maximale afwijking in de voorraad N-mineraal ($181 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$), de gemiddelde voorraad N-mineraal goed wordt gesimuleerd: een procentuele afwijking van 3%. De nitraatuitspoeling in de vorm van de nitraatconcentratie op 1 m - mv. (fig. 26b) wordt redelijk goed gesimuleerd: een gemiddeld verschil van 11%. De cumulatieve N-opname in de bovengrondse delen is grafisch uitgezet (fig. 26b) en toont een goede overeenkomst. De N-opname per snede is statistisch geanalyseerd (tabel A10, aanhangsel A) en laat zien dat er weliswaar grote afwijkingen voorkomen (maximaal $90,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$), maar dat het gemiddelde beeld goed te noemen is (9,5% afwijking).

5.4.2.2 Validatie

De resultaten van de toetsing zijn in figuur 27 en in de tabellen A8 t/m A10 van aanhangsel A samengevat.

De N-mineraal in de laag van 0-50 cm - mv. (fig. 27a) vertoont een goede overeenkomst tussen gemeten en berekend. De gemiddelde voorraad minerale N wordt goed gesimuleerd, slechts bij twee varianten wordt de voorraad meer dan 20% over- of onderschat: bij veld 64 komt een overschatting van 37% voor en bij veld 30 (onbemest) een onderschatting van 29%.

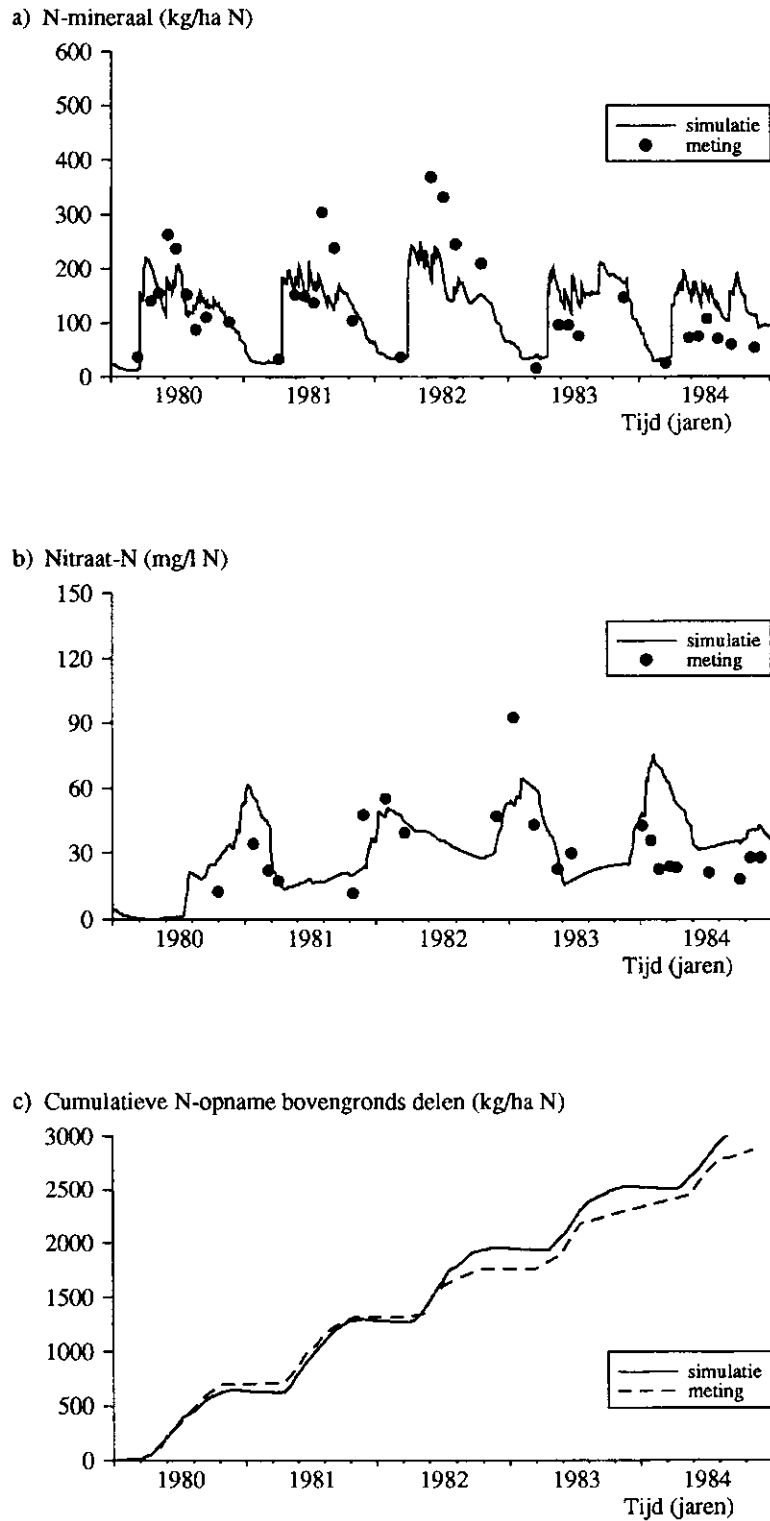
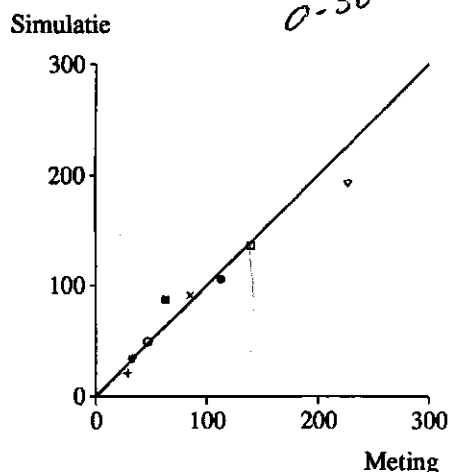


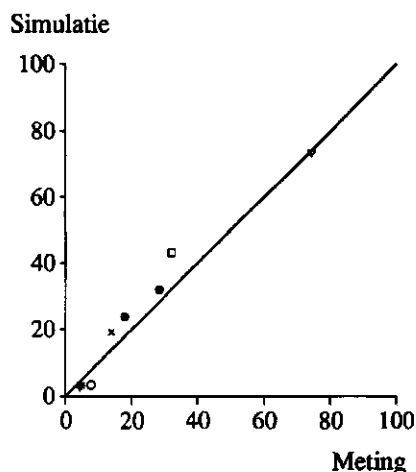
Fig. 26 Kalibratie Ruurlo: gemeten en gesimuleerde N-mineraal 0-50 cm - mv. (a), nitraatconcentratie op 1 m - mv. (b), en N-opname bovengrondse delen (c) over de periode 1980-1984 in Ruurlo (veld 16) bij een geïnjecteerde runderdrijfmestgift van circa 80 ton/ha en een kunstmestgift van 400 kg/ha (totale mestgift circa 800 kg/ha N)

De gemiddelde nitraatuitspoeling in de vorm van de nitraatconcentraties op 1 m - mv. (fig. 27b) wordt goed gesimuleerd; de afwijking bedraagt maximaal 58%. De N-opname van de bovengrondse delen van de graslandsnede (fig. 27c) wordt redelijk goed gesimuleerd. De maximale procentuele afwijking (RMSE) is 69%. De simulaties blijken bij alle varianten de meetwaarden te overschatten met een maximale overschatting van 36% en een minimale overschatting van 1%.

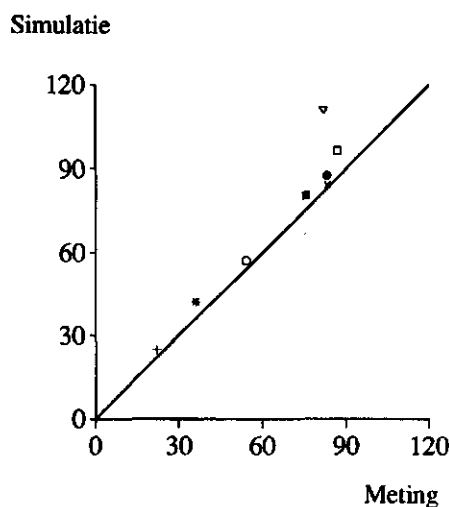
a) N-mineraal (kg/ha N)



b) Nitraat-concentratie (mg/l N)



c) Netto N-opname per snede (kg/ha N)



Ruurlo: grasland

Legenda: veldnrs en N-gift

+	v30: 0N	
*	v19: 40i+0N=200N	19
○	v43: 80i+0N=400N	
x	v39: 40i+400N=600N	
□	v16: 80i+400N=800N	16
▽	v24: 80i+600N=1000N	
●	v37: 600N	
■	v64: 40b+400N=600N	
—	simulatie=meting	

Fig. 27 Validatie Ruurlo: gesimuleerde waarden als functie van gemeten gemiddelde N-mineraal (a), nitraatconcentratie (b), en netto N-opname (c) in Ruurlo bij grasland met verschillende bemestingstrappen

5.5 Gras-klaver op kleigrond (Lelystad)

Het PR heeft gedurende de periode 1991-1993 onder meer grondwaterstanden en drainagedebieten gemeten (Schils en Oude Lansink, 1993). DLO-Staring Centrum heeft gedurende het uitspoelingsseizoen 1993/1994 een debietproportionele bemonstering uitgevoerd voor drie percelen (hoofdstuk 3). Gegevens van beide instituten zijn samengevoegd en gebruikt om de gesimuleerde waterhuishouding te toetsen. De debietproportionele bemonstering van het beweide perceel met gras/klaver (fig. 8, perceel 89) is gebruikt om de gesimuleerde nitraatuitspoeling te toetsen. In deze paragraaf zal een beknopt verslag van de modeltoets worden gegeven; een uitgebreid verslag van de simulaties geven Adriaanse et al. (1994). Door gebrek aan gegevens is daarbij geen onderscheid gemaakt in kalibratie- en validatiefase.

5.5.1 Waterhuishouding

Bij de modelsimulaties met SWAP zijn vier bodemhorizonten onderscheiden waaraan bodemfysische kenmerken van de Staringreeks (Wösten et al., 1994) zijn toegekend. De onderrand van het modelprofiel is gekozen op een diepte van 3 m - mv. De verzadigde doorlatendheid (K_{sat}) en de flux over de onderrand zijn gebruikt om het model te kalibreren. Daarbij is een vergelijking gemaakt tussen de gemeten en de berekende drainafvoeren en grondwaterstanden over de periode 1991-1994. De beste 'fit' werd uiteindelijk verkregen met de K_{sat} van de Staringreeks en een flux van nul over de onderrand (fig. 28). Het laatste werd acceptabel geacht, omdat uit de veldmetingen geen zekerheid werd verkregen over het optreden van kwel of wegzijging.

5.5.2 Stikstofhuishouding

Met het model ANIMO is de stikstofhuishouding van het beweide perceel met gras/klaver (fig. 8, perceel 89) gesimuleerd. De met SWAP gesimuleerde waterhuishouding vormde één van de invoergegevens. Verder zijn kunstmest en dierlijke mest in de vorm van runderdrijfmest aan het modelsysteem toegevoegd. De tijdstippen en technieken van toediening zijn afgeleid van gegevens van het PR. Bemesting door beweiding is gesimuleerd door per beweidingdag de hoeveelheid mest per totaal aantal gve's in te voeren.

De kalibratie is uitgevoerd met twee constanten die de zuurstofdiffusie vanaf maaiveld in de bodem beschrijven. Daarbij is een vergelijking gemaakt tussen gemeten en berekende drainafvoeren over de periode waarin debietproportioneel de nitraatafvoer is vastgesteld. Uit de resultaten (fig. 29) blijkt een redelijke overeenkomst tussen gemeten en berekende nitraatafvoer, zowel cumulatief (fig. 29a) als per gesimuleerde tijdstap (fig. 29b).

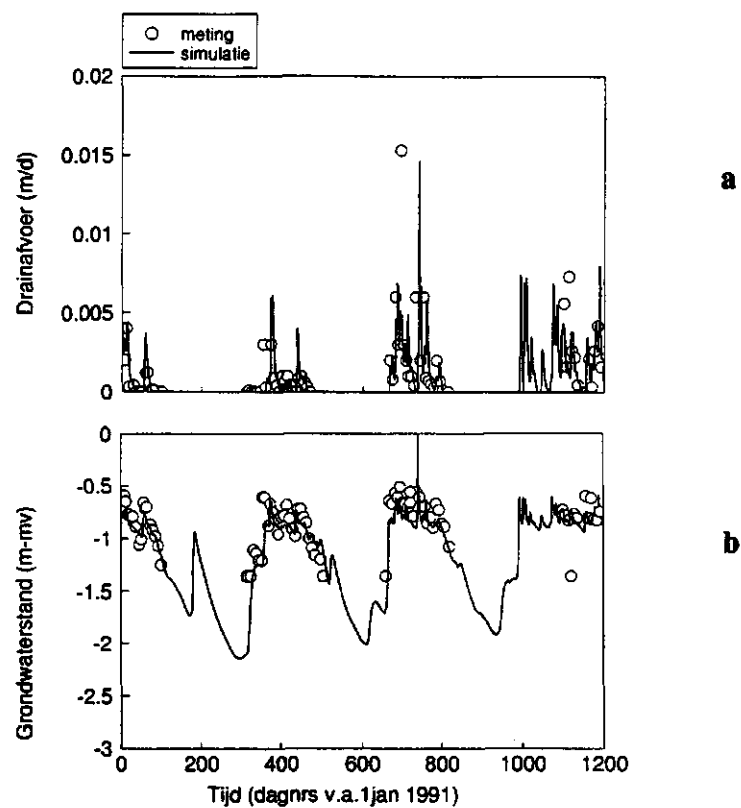


Fig. 28 Gemeten en gesimuleerde drainafvoer (a) en grondwaterstand (b) voor de gras-klaverexperimenten in Lelystad

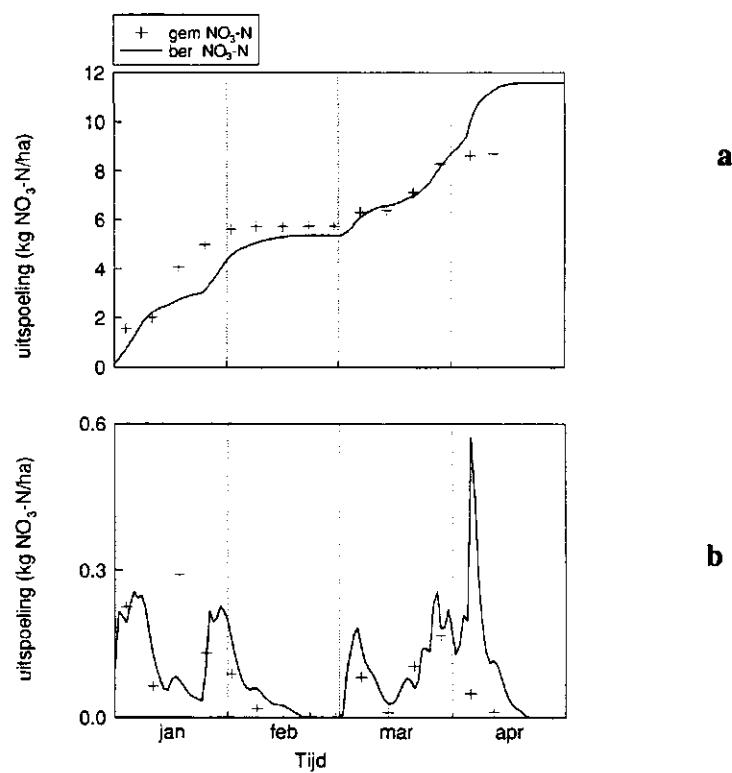


Fig. 29 Gemeten en gesimuleerde nitraatuitspoeling via drains voor de gras-klaverexperimenten in Lelystad; cumulatief (a) en per dag (b); periode januari 1994-april 1994.

6 Conclusies

Uit het veldonderzoek bij snijmaïs met vanggewassen op zandgrond (Heino) zijn de volgende conclusies te trekken:

- Toepassing van vanggewassen bij de teelt van snijmaïs kan de nitraatuitspoeling naar het grondwater (op een diepte van 1 m - mv.) reduceren met 30-70%.
- Bij lage bemestingsniveaus ($20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) daalt de nitraatconcentratie bij de vanggewassen rogge en gras met resp. 60 en 90% ten opzichte van de teelt zonder vanggewas. Bij dit bemestingsniveau komen de gemiddelde nitraatconcentraties bij de teelten met vanggewas op een niveau dat beneden de drinkwaternorm van $11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N}$ per liter ligt.
- Bij bemestingsniveaus tot circa $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ is de reductie van de nitraatuitspoeling door toepassing van het vanggewas gras ruim 1,5 maal groter dan de reductie door het vanggewas rogge.

Uit het veldonderzoek bij gras/klover op kleigrond (Lelystad) blijkt het volgende:

- Gedurende het uitspoelingsseizoen 1993/1994 werd de hoogste nitraatafvoer via drains bepaald voor het beweide perceel met alleen grasland; de afvoer was relatief gering en bedroeg $13,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$. Vanuit het beweide perceel met een mengsel gras/klover werd een afvoer van $10,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ bepaald. De laagste afvoer van $4,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ werd vastgesteld voor het onbeweide perceel met gras/klover.
- De bijdrage van ammonium in de totale stikstofafvoer via de drains bedroeg bij alle percelen minder dan 5%.

Het model ANIMO is getoetst voor snijmaïs en grasland met verschillende bemestingsvarianten en onder verschillende meteorologische omstandigheden. Voor het bodem-water-gewassysteem is een toets uitgevoerd waarbij is gelet op de voorraad minerale stikstof in de bodem, de nitraatconcentraties op 1 m - mv. en de gewasopname van de bovengrondse delen. Hiervoor gelden de volgende conclusies:

- De voorraad minerale stikstof bij de teelt van snijmaïs en grasland wordt redelijk goed gesimuleerd met ANIMO. Bij snijmaïs met bemestingsniveaus boven de 240 kg/ha N wordt de gesimuleerde voorraad overschat met maximaal 30%; bij lagere bemestingsniveaus treedt een onderschatting op. Voor grasland zijn de resultaten beter dan voor snijmaïs.
- De nitraatconcentraties op 1 m - mv. worden bij snijmaïs en grasland goed gesimuleerd. Bij grasland is een overschatting geconstateerd van maximaal 60% bij bemestingsniveaus tussen de 600 en $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Bij grasland met lagere bemestingsniveaus is een onderschatting geconstateerd van maximaal 41% en bij extreem hoge bemesting ($1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) een afwijking van slechts 1%.
- De gewasopname van de bovengrondse delen van snijmaïs en grasland kan met het model ANIMO goed worden gesimuleerd. Bij snijmaïs is de maximale afwijking 29%, de gemiddelde afwijking, is echter minder dan 10%. Bij de N-opname van de afzonderlijke sneden van grasland is de grootste afwijking van 36% gevonden bij de hoogste mestgift van 1000 kg/ha N . De gemiddelde afwijking blijft echter beneden de 10%.

Uit de modeltoets van ANIMO bij gras/klaver op kleigrond blijkt dat het model de uitspoeling van nitraat via drainagewater redelijk goed kan simuleren.

Literatuur

- Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel, 1987. *Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden*, Rapport 20. ICW, Wageningen.
- Belmans, C., J.G. Wesseling and R.A. Feddes, 1983. 'Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE'. *Journal of Hydrology*, 63 (1983) 3/4: 271-286.
- Breazu, I., G. Oprea, C. Chiper and G.H. Panga, 1994. Contribution to the N supply in grassland of ten white clover varieties. In: *Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation, June 6-9, 1994*. ed.: L. 't Mannetje en J. Frame, Wageningen Pers, Wageningen.
- Drecht, G. van, F.R. Goossensen, M.J.D. Hack-ten Broeke, E.J. Jansen, J.H.A.M. Steenvoorden, 1991. *Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen*. Rapport 163. DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Dijk van, W., J. Schröder, L. ten Holte, W.J.M. de Groot, 1995. *Effecten van wintergewassen op verliezen en benutting van stikstof bij de teelt van snijmaïs*, Verslag van onderzoek op ROC Aver-Heino tussen voorjaar 1991 en najaar 1994, PAGV, verslag nr. 201, Lelystad.
- Feddes, R.A., P.J. Kowalik and H. Zaradny, 1978. *Simulation of field water use and crop yield*. 189 pp. ISBN 90-220-067-x. PUDOC, Simulation Monographs, Wageningen
- Finke, P., 1992. *Spatial variability of soil structure and its impact on transport processes and some associated land qualities*. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen.
- Geelen, T. Van, 1995. *Standardization of data files for testing of simulation models; Version 1.0*. A contribution to the FOMA-project 'Nitrate leaching of agricultural areas'. Technical Document 27. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1993. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. Rapport 251. Wageningen, DLO-Staring Centrum.
- Janssen, B.H., 1992. *Nutrients in Soil Plant Relationships*. College dictaat 06172205. Landbouwniversiteit, Wageningen.
- Jansen, E.J., 1991. *Nitrate leaching from non-grazed grassland on a sandy soil: experimental data for testing of simulation models*. Report 26, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Kolenbrander, G.J. 1969. *De bepaling van de waarde van verschillende soorten*

organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland. Instituut voor bodemvruchtbaarheid, Haren, C6988.

Kragt, J.F. & E.J. Jansen, 1991. *Standardization of data files for testing of simulation models.* A contribution to the EC-project 'Nitrate in soils'. Report 25. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Krabbenborg, A.J., J.B.N. Poelman en E.J. van Zuilen, 1983. *Standaard-vochtkarakteristieken van zand- en veenkoloniale gronden.* Rapport 1680, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Kroes, J.G., 1993. *Resultaten van onderzoek naar de vermindering van nitraatuitspoeling bij landbouwgronden. Eindverslag van het FOMA-project 'Vermindering van nitraatuitspoeling bij landbouwgronden, periode 1988-1991.* Rapport 268. Wageningen, DLO-Staring Centrum.

Loague, K. and R.E. Green, 1991. 'Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application'. *J. Contaminant Hydrology* 7, p.51-73.

Oostindie, K. and J.J.B. Bronswijk, 1992. *FLOCR - A simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils.* Report 47. Wageningen, DLO-Staring Centrum.

PAGV, 1985. *De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmais en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheze (zandgrond) 1974-1982.* Verslag nr. 31, PAGV (Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond), Lelystad.

Querner, E.P. and P.J.T. van Bakel, 1989. *Description of the regional groundwater flow model SIMGRO.* Report 7. Wageningen, DLO Winand Staring Centre.

Randen, IJ, van, M.J. van der Velden en P. Zin, 1994. *Gebruikersdocumentatie RCSSHELL.* Technisch Document 17. Wageningen, DLO-Staring Centrum.

Schröder, J., L. ten Holte, W. van Dijk, W.J.M. de Groot, W.A. de Boer, E.J. Jansen. 1992. *Effecten van wintergewassen op de uitspoeling van stikstof bij de teelt van snijmais.* PAGV verslag nr. 148, Lelystad.

Wadman, W.P. en C.M.J. Sluysmans, 1992. *Mestinjectie op grasland. De betekenis voor de bodemvruchtbaarheid en risico's voor de nitraatuitspoeling; Ruurlo 1980-1984.* Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte, 1994. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 1994.* DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Niet-gepubliceerde bronnen

Adriaanse, P., L. Dielen en T. van Geelen, 1994. *Nitraatuitspoeling op een gras/klaver perceel; berekend met simulatiemodellen en getoetst aan gemeten waarden*, eindschrijftie IAHL, Velp.

Berghuijs-Van Dijk, J.T., P.E. Rijtema & C.W.J. Roest, 1985. *ANIMO, Agricultural Nitrogen Model*. Institute for Land and Water Management Research. Wageningen. Note 1671.

Broek, B.J. van den, J.A. Elbers, J. Huygen, P. Kabat, J.G. Wesseling, J.C. van Dam en R.A. Feddes, 1994. *SWAP93, Input instructions manual*. Interne Mededeling 288, DLO-Staring Centrum, 50 p.

Fonck H. 1982a. *Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmeststikstofdosering*. Nota 1337. ICW, Wageningen.

Fonck H. 1982b. *Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (2e onderzoeksjaar 1981/1982)*. Nota 1407. ICW, Wageningen.

Fonck H. 1986a. *Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (3e onderzoeksjaar 1982/1983)*. Nota 1707. ICW, Wageningen.

Fonck H. 1986b. *Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (4e onderzoeksjaar 1983/1984)*. Nota 1685. ICW, Wageningen.

Fonck H. 1986c. *Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (5e onderzoeksjaar 1984/1985)*. Nota 1690. ICW, Wageningen.

Geelen, T. van, en J.G. Kroes, 1995. *Drijfmestgiften bij snijmaïs op een beekerdgrond; simulaties met proefveldgegevens van ROC Cranendonck*. Interne Mededeling 389. DLO-Staring Centrum. Wageningen.

Kroes, J.G., 1995a. *ANIMO Version 3.5. User's Guide*. Interne mededeling 102, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Kroes, J.G., 1995b. *ANIMO Version 3.5. Programmer's Guide*. Interne mededeling 103, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Oosterom, H.P. en J.H.A.M. Steenvoorden, 1984. *Drijfmestgiften op snijmaïsparcelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater*. Nota 1499, ICW, Wageningen.

Rijtema, P.E., 1978. *Een benadering voor de stikstofemissie uit het graslandbedrijf*. Nota 982. ICW, Wageningen

Rijtema, P.E., P. Groenendijk, J.G. Kroes, C.W.J. Roest, in preparation. *ANIMO, a dynamic simulation model for transport and transformation of nutrients and organic materials in soils*. Report 30. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Schils R en S. Oude Lansink, 1993. *Nitraatverliezen bij gras en gras/witte klaver*. Intern rapport 256. Proefstation voor de Rundveehouderij, schapenhouderij en paardenhouderij, Lelystad.

Stokkermans, J.S.C., en E.C. Vos, 1987. *Handleiding voor bemonstering in het veld en uitvoering van laboratoriumwerkzaamheden voor de bepaling van bodemfysische karakteristieken*. Interne mededeling 78, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Toorn, A. van den, J. Pankow, O.M. Hooyer, 1994. *Nitraatuitspoeling van gras/klaverpercelen op proefbedrijf de Waiboerhoeve in de Flevopolder*. Veldonderzoek in de periode 1993 - 1994. Interne Mededeling 314. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Veerman, G.J. en J. Stolte, 1991. *Voorschriften bodemfysische bepalingsmethoden, versie 1*. Interne mededeling 120, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Aanhangsel A Statistische criteria met resultaten van de locaties Heino, Ruurlo en Cranendonck

De statistische analyse is gebaseerd op negen criteria, waarvan er vijf zijn beschreven door Loague en Green (1991) (zie onderstaande tabel A1 uit Van Drecht et al, 1991).

De overige vier criteria zijn:

- de regressiecoëfficiënt (R), met als optimum 1;
- het gemiddelde van de gemeten waarden (AVOB), met als optimum 0;
- het gemiddelde van de berekende waarden (AVPR), met als optimum 0;
- het verschil tussen gemiddelde gemeten en berekend (AVDI), met als optimum 0.

De statistische criteria in table A1 zijn als volgt te interpreteren:

1. Maximum error (ME): geeft de grootst optredende absolute afwijking tussen een meetwaarde en de bijbehorende berekende waarde en dient zo klein mogelijk te zijn. Aangezien een hoge ME het gevolg kan zijn van één uitschieter, zegt deze waarde op zichzelf niet veel over de algehele modelprestatie.
2. Root mean square error (RMSE): geeft de gemiddelde procentuele fout in de berekende waarden ten opzichte van de gemeten waarde en nadert 0 (optimaal) bij een kleinere afwijking.
3. Coëfficiënt of determination (CD): geeft aan hoe de spreiding in de berekende waarden zich verhoudt tot de spreiding in de meetwaarden; 1(optimaal) bij een gelijke spreiding, groter dan 1 bij een kleinere spreiding in de berekende waarden (helling in de grafiek vlakker dan 1:1) en kleiner dan 1 bij een grotere spreiding in de berekende waarden (helling in de grafiek steiler dan 1:1).
4. Modelling efficiency (EF): is een maat voor de verhouding tussen berekende waarde en meetwaarde enerzijds en de spreiding in de meetwaarden anderzijds; nadert 1 (optimaal) bij een grotere spreiding in de meetwaarden en bij een kleiner verschil tussen berekende en gemeten waarden; wanner EF kleiner is dan 0, is het gemiddelde van de meetwaarden een betere voorspelling dan de modeluitkomst.
5. Coëfficiënt of residual mass (CRM): is een maat voor de verhouding tussen berekende en gemeten waarden; nadert 0 (optimaal) naarmate het verschil tussen berekende en gemeten waarden kleiner is, is groter dan 0 bij een gemiddelde systematische onderschatting en kleiner dan 0 bij een gemiddelde systematische overschatting.

Tabel A1 Statistische criteria voor de evaluatie van modelresultaten volgens Loague en Green (1991)

Criterion	Symbool	Wijze van berekening	Range	Optimum
Maximum error	ME	$\text{Max } P_i - O_i \left \begin{matrix} n \\ i=1 \end{matrix} \right.$	≥ 0	0
Root mean square error	RMSE	$100. \left(\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 / n \right)^{1/2} / \bar{O}$	≥ 0	0
Coefficient of determination	CD	$\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2}$	≥ 0	1
Modelling efficiency	EF	$\left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right) / \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right)$	≤ 1	1
Coefficient of residual mass	CRM	$\left(\frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \right) / \left(\frac{\sum_{i=1}^n O_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \right)$	≤ 1	0

P_i = berekende waarde i

O_i = waarneming i

$\bar{O}$ = gemiddelde van de waarnemingen (> 0)

n = aantal waarnemingen

Tabel A2 Heino N-mineraal (kg/ha N)

veldje	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
bN1	24	51.7	45.3	1.54	0.3	0.31	0.84	-16.6	53.13	36.52
bN2	24	71	33	1.72	0.82	0.03	0.92	-2.7	99.67	96.93
bN5	24	164	44.2	1.13	0.72	-0.21	0.89	29.9	141.1	171
gN1	24	94.1	63.9	3.13	0.38	0.31	0.85	-14.9	47.63	32.72
gN2	24	128.2	45.8	2.04	0.74	0.12	0.89	-11.1	93.63	82.56
gN5	24	169.7	52.7	1.69	0.7	-0.16	0.86	22.9	139	162
rN1	21	82.5	65.2	3.21	0.28	0.29	0.73	-14.8	50.24	35.45
rN2	21	189.1	64.8	2.89	0.57	0.01	0.78	-1.3	89.14	87.82
rN5	21	165.4	66.5	1.58	0.56	-0.3	0.81	38	129	167

Tabel A3 Heino Nitraat-concentratie (mg/l N)

veldje	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
bN1	40	33.2	67.7	1.47	-0.1	0.46	0.7	-10	21.69	11.71
bN2	41	109.4	65	2.78	0.26	0.09	0.53	-3.8	41.06	37.24
bN5	40	185.5	75.3	5.33	0.18	0.15	0.46	-13.7	90.49	76.76
gN1	40	21.4	143.6	3.3	-0.37	-0.24	-0.06	1.1	4.473	5.556
gN2	40	34.6	91.4	2.89	-0.27	-0.03	0.07	0.6	17.63	18.24
gN5	41	82.5	73.8	2.5	-0.18	-0.06	0.18	3	50.08	53.13
rN1	40	44.6	169.2	6.53	-0.36	-0.15	-0.27	1.2	8.048	9.227
rN2	39	80.8	137.9	3.43	-0.35	-0.35	-0.07	8.2	23.51	31.71
rN5	41	199.9	124.9	3.7	-0.3	-0.28	-0.04	15.1	54.54	69.65

Tabel A4 Heino netto N-opname (kg/ha N)

veldje	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
bN1	6	44.2	21.4	0.83	0.05	0.17	0.8	-20.5	121.3	100.9
bN2	6	47.2	11.7	0.47	-0.91	0.03	0.43	-6.1	182.3	176.2
bN5	6	56.2	16.3	1.62	-0.22	0.07	0.33	-14	192.3	178.4
gN1	6	88.4	31.1	0.25	-3.58	0.22	0.14	-32.1	145.8	113.8
gN2	6	77.9	26	0.33	-2.52	-0.14	0.17	25.4	181.2	206.5
gN5	6	77.7	21.8	0.41	-2.36	-0.08	0.03	16.1	195.8	211.9
rN1	5	61.3	30.5	0.3	-2.12	0.29	0.81	-38.6	134.4	95.84
rN2	5	50.3	14.7	0.54	-1.04	0.02	0.3	-3.5	188.8	185.3
rN5	5	41.3	15.2	1.15	-1.03	0.03	-0.09	-5.2	193.2	188

Tabel A5 Cranendonck N-mineraal (kg/ha N)

rdm-gift (ton/ha)	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
50	15	141.4	62.5	0.33	-3.36	-0.27	-0.11	36	130.9	166.9
100	15	166.3	55.6	1.7	-0.91	-0.09	-0.22	16	173.9	189.8
150	14	271	45.7	0.82	-0.64	-0.13	0.28	32.6	245.3	277.8
200	15	357.3	70.7	0.41	-2.15	-0.38	0.11	101.5	264.5	366
250	14	448.4	67.8	0.39	-2.7	-0.31	-0.04	101.4	331.3	432.7
300	15	591.5	71	0.35	-3.06	-0.36	-0.08	128.4	358.7	487.1

Tabel A6 Cranendonck nitraatconcentratie (mg/l N)

rdm-gift (ton/ha)	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
50	27	63.3	71.8	0.12	-7.2	-0.5	0.3	22.5	45.08	67.53
100	27	61.3	59.2	0.91	-0.42	-0.12	0.33	6.1	53.06	59.19
150	27	144.6	70.6	0.81	-0.68	-0.12	0.25	9.2	78.2	87.36
200	27	136.8	76.9	0.56	-1.89	-0.14	-0.04	14.3	101.6	115.9
250	27	114.6	46.2	0.29	-2.2	-0.01	0.33	1.4	127.7	129.2
300	27	188.7	62.3	1.39	-0.56	0.07	0.1	-9.6	128.1	118.6

Tabel A7 Cranendonck netto N-opname (kg/ha N)

rdm-gift (ton/ha)	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
50	9	67.5	22.1	0.57	-0.52	-0.1	0.52	14.6	146.6	161.1
100	9	53.9	14.7	0.83	-0.03	-0.04	0.55	6.4	164.9	171.3
150	9	49.7	14.5	0.85	-0.11	0.02	0.5	-3	181.2	178.2
200	9	88.2	19.5	0.79	-0.76	0.08	0.25	-15	198.7	183.7
250	9	66.1	16.5	0.45	-1.26	0.05	0.34	-10.3	197.9	187.6
300	9	52.8	14.2	0.34	-1.14	0.06	0.56	-11.5	201.2	189.7

Tabel A8 Ruurlo N-mineraal (kg/ha N)

veld nr	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
30	34	95.3	76.8	3.5	-0.32	0.29	-0.05	-8.4	29.13	20.73
19	34	27.6	40.9	1.07	-0.01	-0.02	0.48	0.6	32.72	33.33
43	34	53.1	47.5	1.18	0.43	-0.03	0.7	1.3	47.1	48.36
39	34	100	51.1	2.5	0.36	-0.07	0.61	6.2	84.77	91
16	34	181.3	49.4	3.1	0.42	0.02	0.66	-2.9	138.9	136
24	34	338.3	48.7	3.11	0.39	0.15	0.69	-33.3	226.5	193.2
37	34	139.8	47.4	2.46	0.43	0.06	0.66	-6.8	112.3	105.6
64	34	82.5	63.7	1.03	-0.12	-0.37	0.56	23.5	63.26	86.71

Tabel A9 Ruurlo nitraatconcentratie (mg/l N)

veld nr	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
30	26	10.4	91.1	1.94	-0.08	0.42	0.41	-1.8	4.315	2.511
19	24	9.1	79.8	0.92	-0.75	0.37	0.2	-1.8	4.858	3.062
43	26	13.2	77.3	0.62	-1.13	0.58	0.37	-4.5	7.765	3.274
39	24	22.3	71.2	0.16	-3.45	-0.38	0.62	5.3	13.81	19.06
16	24	46.9	70.9	0.78	-0.81	-0.34	0.25	11	32.05	43.05
24	26	79.4	39.3	1.49	0.16	0.01	0.51	-0.6	74.2	73.61
37	26	19.7	36.2	0.5	0.13	-0.13	0.77	3.7	28.4	32.06
64	24	32.3	90.6	1.26	-0.58	-0.33	0.14	6	17.9	23.86

Tabel A10 Ruurlo netto N-opname (kg/ha N)

veld nr	n	ME	RMSE	CD	EF	CRM	R	AVDI	AVOB	AVPR
30	33	36.1	68.1	0.98	-0.99	-0.12	0.01	2.7	22.01	24.72
19	33	57.5	68.7	1.4	-0.07	-0.17	0.4	6	36.13	42.13
43	33	82.8	54.7	1.53	0.31	-0.06	0.6	3.1	53.99	57.09
39	33	80.9	37.3	1.14	0.41	-0.01	0.69	1.2	83.15	84.32
16	33	90.4	47	0.98	0.21	-0.11	0.62	9.5	86.94	96.42
24	33	124.7	68.8	0.56	-0.4	-0.36	0.59	29.2	81.86	111.1
37	33	113.7	44	0.85	0.13	-0.06	0.61	4.7	83	87.66
64	33	77.3	40.9	1.05	0.33	-0.07	0.66	5.1	75.59	80.67